

---

**Viltanpassad röjning längs skogsbilvägar som en  
foderskapande åtgärd för älgen**

**Ida Forslund**





# Examensarbete i ämnet biologi

2012:2

---

## Viltanpassad röjning längs skogsbilvägar som en foderskapande åtgärd för älgen

*Ungulate-adapted forest roadside clearing as a forage production measure for  
moose*

**Ida Forslund**

Keywords: Alces alces, älgbete, vegetation, väggkantsröjning, skogsbilvägar

**Handledare: Jean-Michel Roberge**  
**Examinator: Therese Johansson**

**30 hp, A2E**  
**Kurskod EX0708**

---

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet  
Fakulteten för skogsvetenskap  
Institutionen för vilt, fisk och miljö

---

Swedish University of Agricultural Sciences  
Faculty of Forestry  
Dept. of Wildlife, Fish, and Environmental Studies

Umeå 2012

## Sammanfattning

Älgen är en nyckelart i det boreala skogsekosystemet, men den stora svenska populationen ställer också till en del problem. Från skogsbrukets perspektiv är det älgens bete på tallungskog (*Pinus sylvestris*) som är problematiskt. Viltanpassad röjning av lågt trafikerade skogsbilvägar är en metod som är tänkt att styra om en del av älgens bete till vägkanterna och därigenom minska dess behov att beta på den kommersiella skogen.

Syftet med detta arbete har varit att presentera en första utvärdering av vegetationen i vägkanterna ett år efter en viltanpassad röjning utförts. Vid den viltanpassade röjningen i området breddades vägkanterna genom att ett antal träd i skogskanten avverkades, varefter vägkanten buskröjdes med en kättingslaga. Dessa vägar jämfördes med kontrollvägar där konventionell buskröjning med kättingslaga men ingen avverkning av grövre träd i skogskanten skett. Vegetationsmängd, artsammansättning och betestryck jämfördes mellan de två behandlingarna.

Resultaten visade att vägkantsvegetationens artsammansättning var ungefär densamma för både viltanpassade och konventionellt röjda vägkanter. Den röjda zonen var bredare vid viltanpassad röjning, men trots det kunde inte mer älgfoder konstateras i dessa vägkanter. En möjlig förklaring till det kan vara en initial skillnad i artsammansättning och bredd på vägkanten innan röjningen utfördes. Även vägens läge i landskapet påverkar och sannolikt har skillnader i exempelvis bonitet, markstruktur och hydrologi större betydelse för foderproduktionen än röjningens utförande. Detta belyser vikten av noggrannhet vid urval av vägar, lämpliga för viltanpassad röjning, om vägkanterna ska kunna få någon reell betydelse som foderresurs för älgen. Någon skillnad i betesfrekvens kunde inte påvisas mellan behandlingarna, men däremot fanns en signifikant skillnad mellan buskröjd zon närmast vägen och zonen med klippta träd innanför, där betesfrekvensen var högst närmast vägen. Även fodermängden var störst i zonen närmast vägen och det tyder på att den extra zon som tillkommit vid viltanpassning av vägkanterna hittills haft liten betydelse för älgen.

Trots att inga positiva effekter av viltanpassad vägkantsröjning kunde påvisas i min studie finns det absolut anledning att följa upp effekterna av åtgärden vidare. Bara ett år efter röjning är för tidigt för att dra några slutsatser om huruvida det är en metod att satsa på och mer forskning behövs.

## Abstract

The moose is a keystone species in the boreal forest ecosystem, but the dense Swedish population do cause some serious problems. From a forestry perspective, their browsing on young Scot pine (*Pinus sylvestris*) causes extensive losses of revenue. Adjusting the cleaning along roadsides of low trafficked forest roads can favour the production of plant species preferred by the moose. This is thought to redirect the moose's browsing to the roadsides and thereby decrease the damages on commercial forest.

The aim of this study has been to present a first evaluation of the vegetation in roadsides, one year after wildlife-adapted roadside clearing has been undertaken. In the wildlife-adapted clearing operation, the roadside was widened by removal of some trees in the forest edge whereupon a complementary clearing with a conventional chain flail was conducted. The wildlife-adapted roads were compared to control roads where clearing with a chain flail, but no cutting of larger trees had taken place. The amount of vegetation, species composition and utilization rates one year after clearance was compared between the two treatments.

The results showed that plant species composition was similar for wildlife-adapted and conventional cleared roadsides. The width of the cleared zone was wider in wildlife-adapted roadsides, but even so no more moose forage could be found there compared with the control roadsides. One possible explanation could be an initial difference in width of the roadside before the clearing took place. Another explanation might be that differences in for example site index, soil structure and hydrology was more important for forage production than the clearing treatment. This highlights the importance to select suitable roads for wildlife-adapted clearing. No difference in browsing frequency was found between the treatments, but there was a difference between the cleared zone closest to the road and the extra zone where trees had been removed in the wildlife-adapted roadsides. The frequency of browsing, as well as the amount of forage, were highest in the zone closest to the road which indicates that the extra zone that were created in wildlife-adapted roadsides had minor importance for the moose.

Despite absence of documented positive effects of wildlife-adapted roadside clearing in this study, there is definitely a need to further monitor the impact of this treatment. One year after the clearing is not long enough to draw any conclusions on whether this is a useful method, and considerably more research is needed.

# Introduktion

## Älgskador i skogsbruket

### *Skadornas omfattning och värde*

Skogsindustrin är en av Sveriges viktigaste industrier med ett uppskattat exportvärde på 122 miljarder (SCB, 2011). Enligt Angelstam et al. (2000) är älgbetet på ungskogar av tall (*Pinus sylvestris*) ett av de mest akuta problemen inom svenskt skogsbruk. Rikstäckande statistik visar att nästan 50 % av alla tallar i höj dintervall 1- 4 meter har någon kvalitetsnedsättande älgskada (Kempe, 2011) och nya skador beräknas på 5-15 % av tallarna årligen (Christiansen & Malmhäll, 2011). De regionala skillnaderna i älgskadornas omfattning är stora och i vissa delar av landet är skadenivåerna så höga att det är svårt att åstadkomma lyckade tallföryngringar (Kalén et al., 2009), något som leder till att många markägare väljer att plantera gran (*Picea abies*) istället för tall (Bergström et al., 2010). I norra Sverige uppmätte Bergquist et al. (2003) nya älgskador på 10 % av huvudstammarna i unga tallbestånd, vilket ligger i linje med skogsstyrelsens siffror för Norr- och Västerbotten (Leion, B., pers. kom., 24 nov 2011). Kostnader på ungefär två miljarder per år beräknas vara knutna till den svenska älg- och rådjurspopulationen. Av det belastar en tredjedel skogsbruket medan återstående två tredjedelar är kopplade till trafikskador (Ingemarson et al., 2007). Beräkningar av Glöde et al. (2004) visar att årliga älgskador på 2-3 % av tallstammarna förorsakar skogsbruket intäktsförluster på 680 miljoner kronor varje år, och om nivån uppgår till 5-7 % blir förlusten ca 1,7 miljarder kronor.

### *Typer av skador*

De skogsskador som är av ekonomisk betydelse är de som orsakar tillväxtförluster och/eller försämrar virkets timmerkvalité (Angelstam et al., 2000; Bergquist et al., 2001). Tillväxtnedsättningar orsakas av en förlust av fotosyntetisk vävnad till följd av bete på skott och löv eller barr (Crawley, 1983; Faber & Lavsund, 1999; Persson et al., 2005a). Allvarligast för skogsbruket är de skador som leder till att toppskottet skadas (Richards, 1993). Toppskottsskador stör den apikala dominansen och leder till ökad förgrening (Crawley, 1983; Faber & Lavsund, 1999) och/eller ökad lövproduktion och produktion av laterala eller basala knoppar (Danell et al., 1985). En undersökning av Bergquist et al. (2001) fann att toppskottsskador stod för ca 75 % av alla nya älgskador på tall i Sverige. Toppskottsbetet var mest omfattande i bestånd med en medelhöjd på mindre än två meter och minskade därefter i takt med att trädtopparna växte utom räckhåll för älgen (Bergquist et al., 2001). För att ändå nå de mest smakliga skotten i trädtoppen kan älgen bryta av stammen. Detta inträffar normalt på tallar med en höjd upp till fyra meter men kan undantagsvis ske på högre träd (Bergström et al., 2005). Frekvensen ökar med trädhöjd upp till ca tre meters höjd varefter den åter minskar (Bergquist et al., 2001). Stambrott i tallbestånd har observerats med en frekvens av 1 % (Bergquist et al., 2001), 1-4% (Bergström & Vikberg, 1992), och 3-4 % (Härkönen, 1998) i olika skandinaviska undersökningar.

Stamskador kan också uppkomma till följd av barkgnag eller fejning. Det orsakar ett sår in till veden och kan leda till försvagning av timmerkvalitén, stamdeformationer och/eller utveckling av blånad eller röta. Barkgnag orsakat av älg påträffas normalt 1,5-4 m upp på stammen och drabbar därför rotstocken, den värdefullaste delen av trädet (Faber & Thorson, 1996). Barkgnag har påvisats ske mer frekvent på produktiva ståndorter och

därför är det vanligare i de södra delarna av Sverige än i de norra (Bergquist et al., 2001). Bergquist et al. (2001) fann, i likhet med Faber & Thorson (1996), att mindre än 3 % av de undersökta tallarna årligen utsatts för barknag av älg. Fastän dessa skador ansågs försumbara i ett landskapsperspektiv så konstaterar de att barknag kan orsaka betydande ekonomiska förluster för enskilda markägare (Faber & Thorson, 1996).

## Älgens betespreferenser

### *Årlig variation*

Älgens bete på tallungskog sker till största del under vintern (Cederlund et al., 1980; Hjeltjord et al., 1990) då tillgänglig föda är av låg kvalitet och valmöjligheterna är starkt begränsade (Shipley et al., 1998). Vinterfödan består huvudsakligen av grenar och bark från träd och buskar (Bergström et al., 2005) medan älgens diet under sommaren är betydligt mer varierad och skott och löv utgör basen i deras födointag (Baskin & Danell, 2003; Cederlund et al., 1980; Hjeltjord et al., 1990). De ekonomiska följderna för skogsbruket är mindre under sommaren, men skador som påverkar både kvalitet och tillväxt kan uppkomma även då (Bergström et al., 2010; Dietrichson & Karlsson, 1979).

### *Utnyttjade foderarter*

När lövträd finns tillgängliga föredrar älgen dessa. Hörnberg (1995) visar på en signifikant minskning av de mest omtyckta arterna, såsom asp (*Populus tremula*) och rönn (*Sorbus aucuparia*) i samband med toppar i älgpopulationen. Också Ahlén (1975), Angelstam et al. (2000), Bergström & Danell (1987), Hjeltjord (1990), Månsson (2007), Månsson et al. (2007) och Shipley et al. (1998) visar på älgens preferens för dessa trädarter och därtill för viden (*Salix* spp.). Högre kalium och magnesiumkoncentrationer i dessa tre arter kan möjligtvis vara en del i förklaringen till varför just dessa är omtyckta (Bergström & Danell, 1987). En (*Juniperus communis*) och björk (*Betula* spp.) ses som måttligt föredragna (Bergström & Danell, 1987; Månsson, 2007). Vårthbjörk (*Betula pendula*) föredras framför glasbjörk (*Betula pubescens*) (Danell et al., 1985). Betydelsen av gran som älgfoder är begränsad (Ahlén, 1975; Hörnberg, 2001b; Månsson, 2007) och även al (*Alnus glutinosa*) har låg dragningskraft (Bergström & Danell, 1987).

Förekomsten av de mest omtyckta trädarterna är emellertid relativt låg i de svenska skogarna och huvuddelen av den skandinaviska älgens födointag utgörs av ett fåtal olika arter (Wam & Hjeltjord, 2010). En studie från centrala Norge visar att trots att älgens diet innehöll 31 arter var det bara 9 av dessa som bidrog med mer än 1 % till det totala intaget (Hjeltjord et al., 1990). Cederlund (1980) identifierade 44 växtarter varav sex stod för mer än 5 % vardera av totalt intag i älgens helårsdiet i Mellansverige. Hörnberg (2001b) fann att 91 % av älgens årsintag utgjordes av sex arter och att björk, följt av viden och tall, var det vanligaste fodret i de flesta regionerna. Även Wam och Hjeltjord (2010) visar på björkens betydelse som stapelföda, under såväl sommar som vinter, och Shipley et al. (1998) fann att 75 % av vinterdieten hos 41 älgar i områden kring den norrländska kusten utgjordes av tall och viden. Wallén (2010) visade också att vårthbjörk är viktigt i älgens diet, men även att blåbär (*Vaccinium myrtillus*), lingon (*Vaccinium vitis-idaea*) och ljungrör (*Calluna vulgaris*) har betydelse som föda för älgen i södra Sverige. Även Cederlund et al. (1980) betonar betydelsen av blåbär som älgföda under de snöfria månaderna och Hjeltjord et al. (1990) visade att björk och blåbär tillsammans utgjorde runt 75 % av de studerade älgarnas diet mellan maj och oktober.

### *Val av födolokal*

Älgbete sker företrädesvis i unga bestånd, där näringsinnehållet är högt och tillgängligheten på lämplig föda är god (Bergström et al., 2005). I vilken omfattning en viss art betas hänger samman med tillgängligheten av arten på lokalen (Edenius et al., 2002), men älgens val av födoplatz beror av fler faktorer. Olikheter i höjd (Bergström et al., 2005), morfologi (Edenius et al., 2002) och fenologi för tillgängligt foder kan vara viktigt (Danell & Bergström, 1989; Hjeljord et al., 1990; Sæther et al., 1992). Därtill kan det ha betydelse om vegetationen tidigare betats och studier har visat att betet kan påverka växters kemiska sammansättning och göra dem mer smakliga (t.ex. Bergström et al., 2005; Danell et al., 1985; Hjeljord et al., 1990; Shipley et al., 1998). Upprepat bete är dessutom gynnsamt för älgen eftersom det ökar förgreningen och hämmar tillväxten, vilket håller träden i betesvänlig höjd under en längre tidsperiod (Ahlén, 1975; Bergström et al., 1986; Bergström & Hjeljord, 1987).

### **Älgpopulationen i Sverige**

Den Svenska älgpopulationen är bland de mest produktiva i världen och i Fennoskandia uppskattas älgtätheten under vintrarna variera mellan 0,2 -2 älgar/km<sup>2</sup> (Angelstam et al., 2000; Lavsund et al., 2003). Generellt är älgtätheten störst i Norge och Sverige, och lokalt kan densiteten vida överstiga ovan nämnda siffra (Hörnberg, 2001a; Lavsund et al., 2003). Den idag starka svenska älgpopulationen var under första delen av 1900- talet relativt liten, men införandet av regleringar i älgjakten tillsammans med moderniserade skötselmetoder inom skogsbruket gav älgpopulationen möjlighet att växa kraftigt (Edenius et al., 1996; Lavsund et al., 2003). Kalhyggesbruket har skapat ett fragmenterat landskap med en konstant tillgång på ungskog, vilket har ökat landskapets bärförmåga för en stor älgpopulation. Populationen nådde sin topp under 1980-talet varefter den har minskat något, men fortfarande ligger den på en globalt hög nivå (Hörnberg, 2001a; Hörnberg, 2001b; SCB, 2011).

### **Älgpopulationens inverkan på biodiversiteten**

Som Nordens största växtätare utgör älgen en nyckelart i det boreala skogsekosystemet. Genom tramp, bete, barknag, fejning samt genom att avsätta spillning och urin påverkar de artsammansättning, struktur och ekosystemprocesser över flera trofinivåer (t.ex. Danell et al., 2003; Persson et al., 2009; Suominen et al., 2008). Betet är det som påverkar mest och älgens selektivitet för utvalda lövträdsarter i kombination med den låga lövandel som redan idag finns i våra skogar utgör ett konkret hot för biodiversiteten (Persson et al., 2007; Persson et al., 2005a; Persson et al., 2005b). Den stora älgpopulationen i Sverige gör det svårt för prefererade lövträd att etablera sig och växa sig gamla (Angelstam et al., 2000; Edenius et al., 2011) vilket i sin tur påverkar alla de organismer som på något sätt är knutna till äldre lövträd. Bland de organismer som påverkas allvarligast finns ett flertal lavar (Nilsson et al., 1995), hålbbyggande fåglar och vedlevande insekter (Edenius et al., 2002; Edenius et al., 1996). Älgens bete på lövträd påverkar dessutom förnafallet, vilket påverkar näringstillskott och omsättning i marken (Bergström et al., 2010; Persson et al., 2009; Persson et al., 2005b) och får konsekvenser för de markorganismer som lever där (Suominen et al., 2008).

## **Intressekonflikt**

Många intressen måste samexistera i de svenska skogarna. Det finns flera starka intressen för att hålla älgstammen på en moderat nivå och utöver de som nämnts ovan så är viljan att minska viltolyckor i trafiken ett tungt vägande skäl (Lavsund et al., 2003). Samtidigt finns starka incitament att bevara en stark älgpopulation. Jaktintressen har en mycket stark position i Sverige (Lavsund et al., 2003). Vidare anses älgen vara en viktig del i vårt kulturarv då den är ständigt återkommande i gamla sagor och visor, och den utgör en betydande del i den naturturism som blivit en växande industri i Sverige (Bergström et al., 2010).

## **Foderskapande åtgärder**

Motstridiga intressen i älgfrågan gör det nödvändigt att hitta nya alternativ för älgförvaltningen. Angelstam et al. (2000) menar att det finns tre sätt att minska betestrycket i de svenska skogarna; i) att minska tillgängligheten av foderväxterna, ii) att minska älgtätheterna eller iii) att öka mängden foder. Att minska tillgängligheten av foderväxterna kräver kostsamma åtgärder, så som en inhägnad av området, och är därför inte en tillfredställande lösning för skogsindustrin. En minskning av älgstammen genom ökad avskjutning skulle såklart vara möjlig, men som tidigare nämnts så finns det starka röster mot det. Om vi vill fortsätta att ha en stor älgpopulation samtidigt som skadenivåerna på tallskogen hålls på en nivå som accepteras av skogsbruket kan därför foderskapande åtgärder vara ett lockande alternativ. Genom att öka den totala fodermängden i landskapet ökar landskapets bärförmåga och samma område borde kunna hålla en hög älgtäthet samtidigt som skadorna på den kommersiella skogen minskar. Denna teori stöds av Hörnberg (2001b) som fann att tallkonsumtionen minskade när tillgängligheten av andra foderarter var högre.

En metod för att öka den totala mängden älgfoder i landskapet kan vara att anpassa den röjning som sker längs lågt trafikerade skogsbilvägar till att gynna produktionen av för älgen prefererade arter. Det finns i Sverige ca 210 000 km skogsbilvägar och varje år tillkommer ca 1700 km nya vägar (Bäcke, 2008). En ökning av fodermängden längs vissa av dessa skulle förse älgen med mer föda och därigenom förhoppningsvis minska dess behov att beta i tallungskogen. Idén med foderskapande åtgärder i form av riktade åtgärder i vägkanterna är fortfarande ny och de undersökningar som hittills gjorts av vägkantsvegetationen är alla gjorda efter konventionell röjning. Dessa studier har kunnat visa på att vägkanterna innehåller en stor andel av älgen prefererade foderarter (t.ex. Ernebrink, 2007; Wiberg, 2007). Den höga frekvensen av störning i form av röjning i vägkanterna ger fördelar för tidiga succesionsarter som snabbt kan kolonisera ytan och utnyttja den goda ljusställningen. De av älgen omtyckta arterna sälg (Ahlén, 1975), asp och björk (Johansson & Lundh, 2006) är vanliga arter under dessa förhållanden och den mekaniska skada som vägkantsröjningen orsakar inducerar dessutom stubb- och rotskottsskjutning för dessa arter (Johansson, 1984). Ernebrink (2007), liksom Wiberg (2007), konstaterar att det finns potential för produktion av älgfoder i vägkanterna men att röjningen bör anpassas särskilt för att maximera foderproduktionen om de ska kunna få önskad effekt i älgförvaltningen.



## Syfte

Denna studie är den första som samlat data från vägkanter där själva målet med röjningen varit att gynna tillväxten av älgfoder. Arbetet ingår som en del i projektet "Viltbete och foderproduktion", vilket är ett samarbetsprojekt mellan SLU, Sveaskog och Skogforsk. Målet med projektet är att studera hur riktad biotopvård, i form av olika foderskapande åtgärder, påverkar klövviltstammarna och omfattningen av betesskador på skogen. Fem försöksområden finns inom projektet, spridda från Norrbotten i norr till Småland i söder (Roberge et al., 2009), och detta examensarbete behandlar den viltanpassade vägkantsröjningen i det nordligaste området.

## Frågeställningar

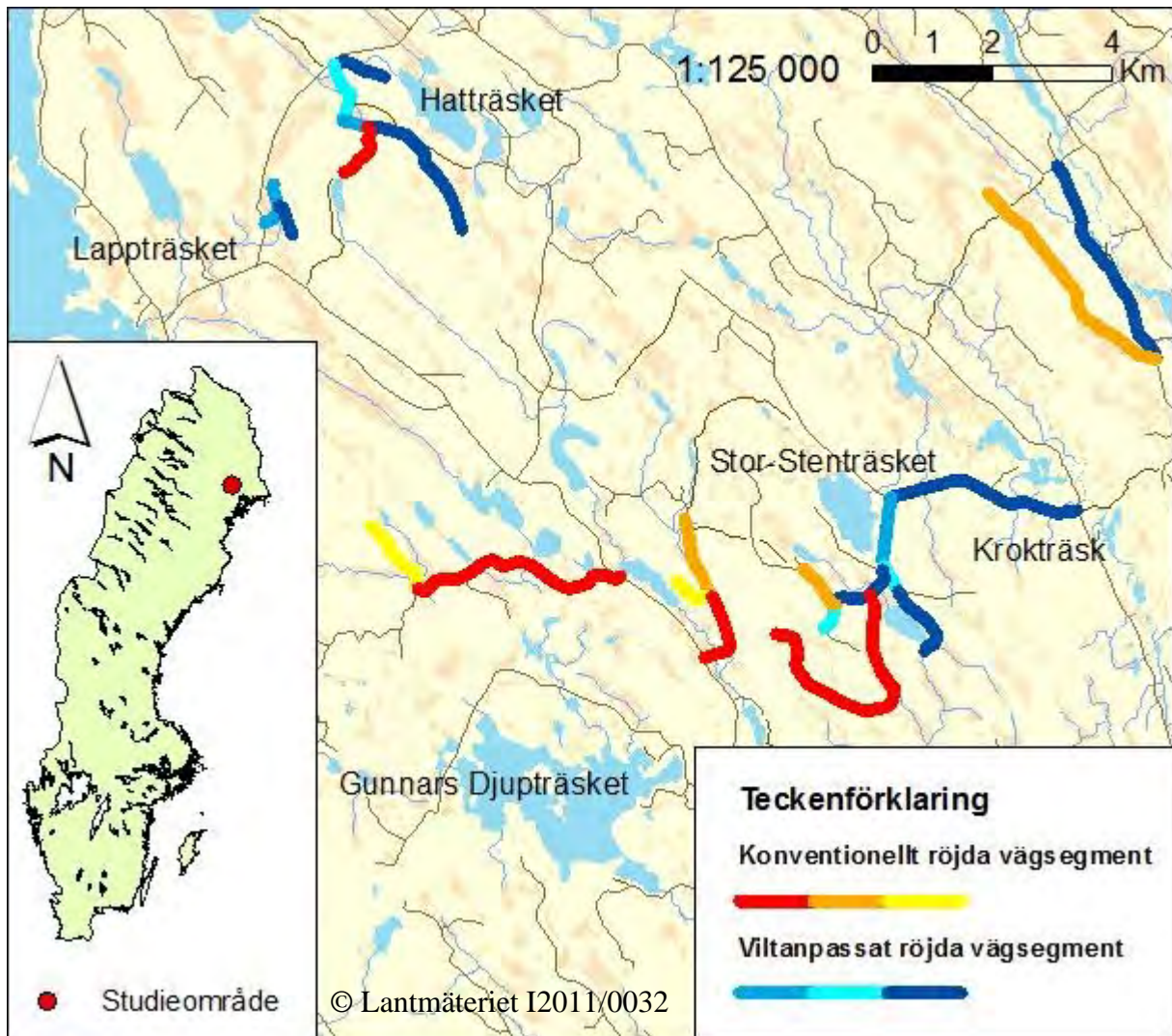
I min studie jämförs vägkantsvegetationen ett år efter viltanpassad respektive konventionell röjning och de frågeställningar som ligger till grund för arbetet är;

- 1) Finns det skillnader i täckningsgraden av olika foderväxter?
- 2) Finns det skillnader i total mängd tillgängligt foder?
- 3) Finns det skillnader i förekomst av älgbete eller älgspillning?

## Material och metod

### Studieområde

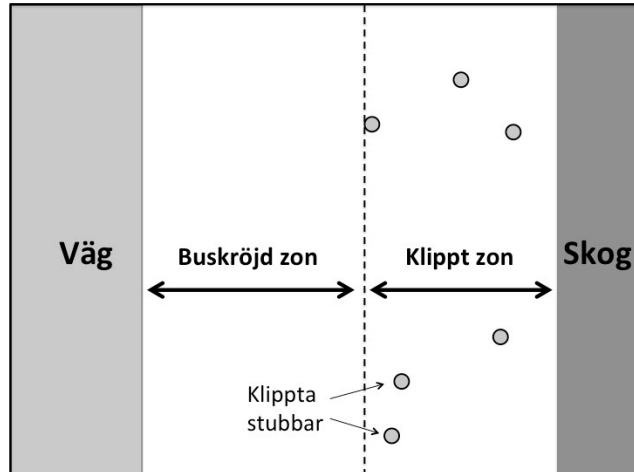
Studieområdet ligger inom den norra barrskogsregionen, strax norr om Råneå i Norrbotten (66°6'-66°13' N och 22°11'-21°50' Ö) (figur 1). Marken ägs av Sveaskog och den utgörs av skogsmark (ca 70 %), myrar (ca 20 %) samt sjöar och vattendrag (ca 10 %). Torra sandmarker är dominerande och skogsbestånden utgörs nästan uteslutande av talldominerad skog. En liten andel granskog finns också i området (Roberge, J-M., pers. kom., 25 nov 2011). Medeltemperaturen är under sommaren ca 13°C grader och under vintern ca -13°C. Marken är normalt snötäckt från slutet på oktober till början av maj och vegetationsperiodens längd omfattar ungefär 168 dygn (siffran gäller för hela norra Sverige). Total årsnederbörd uppgår till 600-700 mm (SMHI, 2011). Betestrycket är hårt och den inventering som utfördes i området 2009 visade årsfärska älgbetesskador på 24,5 % av tallarna, 11,4 % av glasbjörkarna och 50,4 % av vårtbjörkarna (Roberge et al., 2009).



Figur 1: Den lilla Sverigekartan till vänster visar var i landet studieområdet ligger. Den stora kartan visar de inventerade vägarnas läge i förhållande till varandra. Vägsträckorna som går i blå nyanser är röjda viltanpassat, de i rött-orange-gult är konventionellt röjda. Nyansskillnaderna visar uppdelningen på vägsegment.

## Röjningens utförande

Ett antal mindre skogsvägar inom studieområdet röjdes antingen på konventionellt vis eller särskilt viltanpassat (figur 1). Konventionell vägkantsröjning i det aktuella studieområdet bestod i att vägkanterna röjdes med en kättingslaga. Viltanpassad vägkantsröjning innebar att vägkanten breddades genom att de lite grövre träden i skogskanten avverkades av en gallringsskördare med ett klippaggregat. I ett andra steg buskröjdes även denna behandling med kättingslaga, på samma sätt som skett för den konventionella behandlingen. Zonen närmast vägen, som inte hade några klippta stubbar, benämns hädanefter som den buskröjda zonen. Zonen innanför denna, som var både buskröjd och hade klippta stubbar, kallas för den klippta zonen (figur 2). De konventionellt röjda vägkanterna hade således bara en buskröjd zon medan de viltanpassade ibland, dock inte alltid, även hade en klippt zon.



Figur 2: Principskiss för den viltanpassade röjningen där zonen närmast vägen endast var buskröjd (buskröjd zon) medan zonen mot skogen dessutom klipptes (klippt zon). För konventionellt röjda vägkanter fanns ingen klippt utan endast en buskröjd zon.

Klippningen av grövre träd utfördes under säsongen 2009 och avverkningsresterna avlägsnades då från den frihuggna ytan för att väghållning och viltbete skulle underlättas (Tegbro, A., pers. kom., 15 nov 2011). Buskröjningen, som ingick i såväl viltanpassad som konventionell röjning, ägde rum från slutet av augusti till i början av september 2010 (Boström, A., pers. kom., 16 nov 2011). På det nordostligaste vägkomplexet (figur 1), utfördes den dock redan 2009 varför data från den vägen redovisas separat (appendix 1).

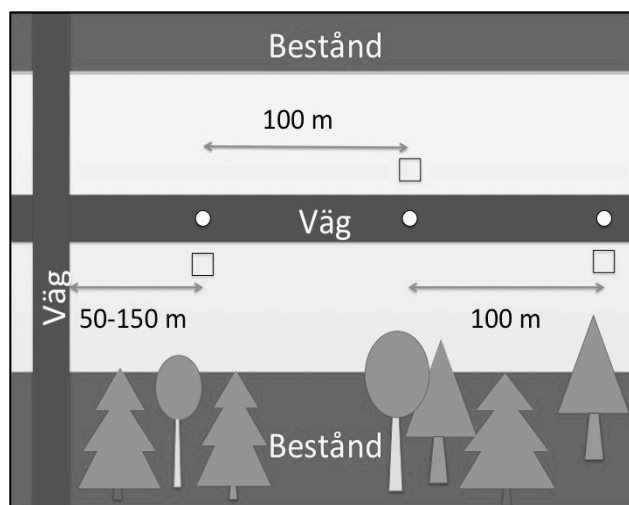
## Inventeringens utförande

Inventering i fält utfördes under perioden 21 augusti – 3 september 2011 och inkluderade alla vägar inom området som röjts viltanpassat enligt instruktionerna. Kontrollsträckor som var buskröjda men inte behandlade med klippaggregat valdes utifrån att de buskröjts under samma tidsperiod. Dessa kontrollsträckor låg geografiskt nära de viltanpassade vägarna och hade ett höjdläge som var jämförbart med dessa. De inventerade vägarna hade ett inbördes avstånd på maximalt ca 15 kilometer. Inventeringen planerades tidsmässigt så att viltanpassade respektive konventionellt röjda vägsträckor inventerades växelvis.

### Placering av inventeringspunkter

Inventeringspunkter lades ut längs vägarna med 100 meter mellan varje punkt (figur 3). Här mättes vägbredd, höjd på angränsande bestånd samt bredd på buskröjd respektive klippt zon (se under rubriken "vägbredd och beskuggning"). Avstånden mellan inventeringspunkterna mättes med en handhållen GPS av modellen Garmin Dakota 20 och placeringen av den första punkten på en vägsträcka bestämdes genom att multiplicera ett slumpstal mellan 0 och 1 med 100, eftersom 100 meter var avståndet mellan punkterna.

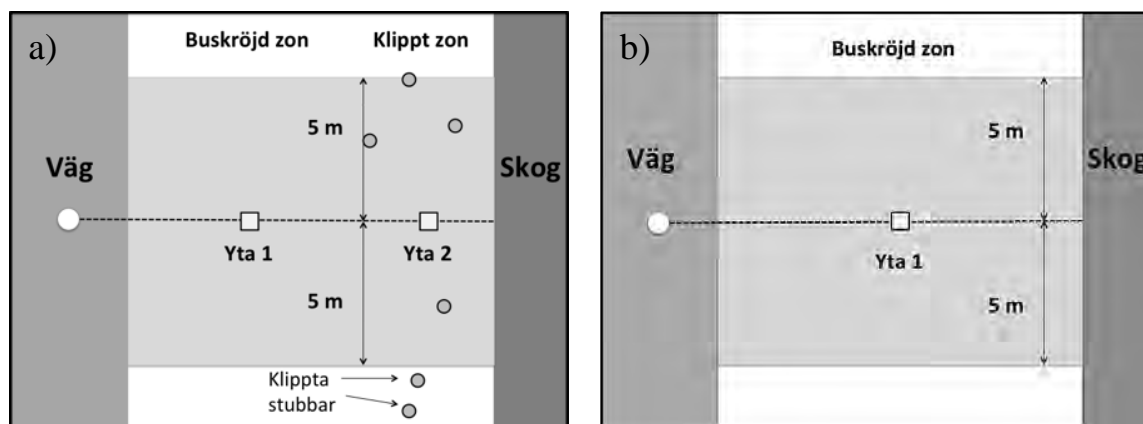
Inventeringspunkterna tilläts inte ligga närmare än 50 meter ifrån en korsning eller vändplan. Därför adderades 50 meter till framräknat slumpstal så att den första ytan alltid placerades på ett slumpmässigt avstånd på 50-150 meter från vägens början. Vinkelrätt utifrån utlagda inventeringspunkter placerades sedan provytor i vägkanterna för bedömning av vägkantsvegetationen. På vilken sida av vägen som den första provytan hamnade avgjordes med hjälp av ytterligare ett slumpstal. Fortsatt inventering utgick från första provytan och nästa provyta placerades på motsatt sida, 100 meter längre fram efter vägen. Om provytan hamnade där det var en mötesplats eller där vägkanten var helt uppkörd placerades ytan på motsatt sida av vägen. Om sidbyte blev aktuellt utgick fortsatt inventering från den flyttade ytans placering. Om ingen provyta kunde placeras på någon av vägens sidor ströks ytan och inventeringen fortsatte på nästa yta 100 meter längre fram. Vid varje vägkorsning upprepades proceduren för placeringen av den första provytan.



Figur 3: Beskrivning av provytornas placering. Provytor (indikerade med kvadrater) placerades i vägkanterna, vinkelrätt från inventeringspunkten (indikerade med vita punkter på vägen), på varannan sida av vägen. Inventeringspunkterna hade ett inbördes avstånd av 100 meter och avståndet från korsning/vändplan var 50-150 meter.

### Vägbredd och beskuggning

Vid mätning av vägbredd, höjd på angränsande skogsbestånd och avstånd från vägkant till skogsbeståndet användes en inventeringszon på tio meter, fem på var sida om en vinkelrät linje mellan väg och skog (figur 4a & b). Vägbredd definierades som minsta avstånd mellan busk- eller trädvegetationen på var sida vägen. Avstånd till skogsbeståndet, liksom höjd på angränsande bestånd, mättes för att få en bild av skuggningseffekten på vägkantens vegetation. Avståndet mellan väg och bestånd mättes längs inventeringslinjen, vinkelrätt



Figur 4: a) Provyteplacering i viltanpassade vägkanter med en klippt zon. b) Provyteplacering i konventionellt röjda vägkanter samt de viltanpassade vägsträckorna utan klippt zon. Streckad linje visar inventeringslinjen och skuggat fält visar inventeringszonens utsträckning.

från vägkant till första stammen i beståndet. Beståndshöjden mättes, med en digital höjdmätare av modellen Haglöf Vertex IV, som ett medelvärde för höjden av några representativa träd inom inventeringszonen. En påtagligt yngre lövbård förekom ibland i kanten på ett äldre bestånd och dessa räknades som beståndet i de fall lövträdens medelhöjd översteg 2,5 meter och bården utgjordes av minst tio stammar inom inventeringszonen.

### *Provyteutläggning*

För de viltanpassade vägarna med en klippt zon mättes avståndet på buskröjd zon vinkelrätt från vägkanten till den första klippta stubben inom inventeringszonen. Mitt på den sträckan lades en provyta (yta 1 i fig. 4 a) för bedömning av vegetationen. Bredden på den klippta zonen mättes som avståndet mellan den första stubben till obehandlad zon. Obehandlad zon definierades som vegetation som inte blivit röjd de senaste två säsongerna och gränsen markerades ofta med en bård av högre lövsly eller av mogen skog. Mitt på den klippta zonen lades ytterligare en provyta (yta 2 i fig. 4 a) för vegetationsbedömning. För de viltanpassade vägarna utan någon klippt zon, liksom för vägarna med konventionell röjning, mättes avståndet vinkelrätt från väg till obehandlad vegetation och mitt på den sträckan lades en provyta (yta 1 i fig. 4 b). Att två ytor registrerades på vissa av de viltanpassade vägsträckorna var ett övervägande för att få en mer sanningsenlig bild av åtgärden så som den utförts samt för att total mängd älgfoder skulle kunna uppskattas som ett resultat av både zonbredd och täckningsgrad inom respektive zon.

### *Vegetationsinventering*

Täckningsgrad och vegetationshöjd mättes inom en kvadratisk provyta med arean en kvadratmeter. En specialgjord ram med måtten  $1 \times 1$  meter användes för att avgränsa provytan. I undantagsfall, om bredden på zonen var mindre än en meter, ändrades formen på provytan till  $0,5 \times 2$  meter. Täckningsgraden bedömdes för varje art. Den bedömdes visuellt, angavs i procent och definierades som andelen av provytan som täcktes av artens vertikala projektion mot marken. Följande arter registrerades på provytan; tall, gran, vårtbjörk, glashbjörk, asp, rönn, gråal, viden, en, blåbär, lingon, ljung, hallon. För att få en uppfattning av mängden tillgängligt foder under såväl sommar- som vinterförhållanden så uppskattades täckningsgraden för varje art inom två olika intervall: 0-300 cm samt 30-300 cm höjd över marken. Även maxhöjd för varje art samt den höjd som inkluderade 90 % av biomassan för alla trädarter på ytan bedömdes, liksom förekomst av älgspillning och älgbete på provytan. I den klippta zonen registrerades utöver ovan nämnda variabler även antalet klippta stubbar på ytan och diametern av dessa. En stubbe inkluderades till ytan om minst halva stubbens volym låg innanför ytans gränser.

## **Analys av data**

### *Uppdelning av vägar i segment*

För att minimera det rumsliga beroendet analyserades data utifrån en uppdelning i vägsegment. Definitionen för vad som betraktades som ett vägsegment sattes utifrån vägbredden, eftersom den antogs vara en indikator för såväl skuggning som trafikering. Vägsegmenten skapades redan vid inventeringen då en ny startpunkt för inventeringen slumpades ut efter varje vägkorsning. Medelvärdet för vägbredden på dessa segment beräknades och så länge vägbredden blev mindre ju längre från huvudvägen segmentet låg betraktades det som ett eget segment. Övergick vägen efter en korsning till en lika bred eller något bredare väg betraktades den istället som en förlängning av föregående segment

och de båda segmenten slogs samman till ett. Om ett segment uppfyllde vägbreddskravet men hade mindre än fem provytor uteslöt det helt från analysen eftersom dessa få ytor annars skulle få alltför stort genomslag i resultatet. Detta tillvägagångssätt resulterade i åtta vägsegment där konventionell röjning skett och nio där röjningen varit viltanpassad (figur 1). Vägsegmenten innehöll vardera mellan 5 och 41 inventeringspunkter. Ett segmentsmedelvärde för varje variabel beräknades utifrån provytevärdena. Dessa analyserades i den statistiska programvaran JMP 9.0.0 (2010) för att identifiera eventuella skillnader mellan viltanpassade och konventionellt röjda vägkanter.

#### *Skillnader mellan konventionellt röjda respektive viltanpassade vägkanter*

För följande variabler; vägbredd, zonbredd, höjd på angränsande skog och avstånd från väg till beståndet, kunde statistisk analys utföras direkt i JMP. Ett medelvärde för respektive röjningsform beräknades utifrån segmentsvärdena. Dessa visade sig inte vara normalfördelade varför Wilcoxon rangsummetest (Wilcoxon, 1945) valdes för att undersöka om skillnaderna mellan behandlingarna var signifikanta.

Innan skillnaderna för täckningsgrad och vegetationshöjd kunde jämföras mellan behandlingarna var det nödvändigt att varje punkt efter vägen bara hade ett värde, inte två som var fallet på de viltanpassade vägar som hade en klippt zon. Där två zoner fanns vägdes dessa nu samman och ytorna gavs vikt utifrån respektive zons bredd enligt följande ekvation:

$$\text{Viktad täckningsgrad (\%)} = \frac{(Bb \times Tb) + (Bk \times Tk)}{Bb + Bk}$$

Där: Bb = Bredd buskröjd zon (dm)  
 Bk = Bredd klippt zon (dm)  
 Tb = Täckningsgrad (%) resp. vegetationshöjd (dm) i buskröjd zon  
 Tk = Täckningsgrad (%) resp. vegetationshöjd (dm) i klippt zon

När alla ytor var representerade av ett värde för varje variabel analyserades även dessa variabler med Wilcoxon rangsummetest för att identifiera eventuella skillnader mellan behandlingarna. Varje art analyserades separat och därtill beräknades sammanlagd täckningsgrad totalt för alla arter samt för de viktigaste foderarterna. Som viktiga foderarter inkluderades tall (Shipley et al., 1998), vårtbjörk, glasbjörk (t.ex. Ahlén, 1975; Hörnberg, 2001b; Wam & Hjeljord, 2010). asp, viden, rönn (t.ex. Bergström & Danell, 1987; Cederlund et al., 1980; Shipley et al., 1998) och blåbär (Cederlund et al., 1980; Hjeljord et al., 1990; Wallén, 2010).

#### *Skillnader mellan buskröjd och klippt zon i de viltanpassade vägkanterna*

Även skillnaderna mellan de två zonerna, den enbart buskröjda zonen och den klippta zonen, jämfördes. Ett tvåsvansat Wilcoxon teckenrangtest (Wilcoxon, 1945) utfördes på de 58 inventeringspunkter där båda zonerna fanns representerade. Eftersom flera arter förekom i små mängder var denna analys inte möjligt att genomföra för alla arter då vissa inte förekom i båda zonerna för samma inventeringspunkt. I dessa fall gick det inte att få fram någon signifikansnivå vilket markeras med kryss i resultatdiagrammet.

### *Korrelation mellan fodermängd och skuggning*

För att undersöka om det fanns ett samband mellan skuggning och täckningsgrad av de viktigaste foderarterna adderades täckningsgraden av foderarterna ihop segmentsvis och värdena plottades mot motsvarande segmentsmedelvärde för höjd på angränsande skog samt för total öppen yta. Total öppen yta kalkylerades som:

$$\text{Total öppen yta (m)} = \text{Vägbredd (m)} + 2 (\text{Avstånd mellan väg och bestånd (m)})$$

Där avståndet mellan väg och bestånd multipliceras med två för att inkludera ljusinsläppet som kommer av att det är en öppen yta på båda sidorna av vägen.

### *Uträkning av m<sup>2</sup> älgfoder/km väg*

För att kalkylera hur mycket älgfoder som totalt skapats längs vägarna krävdes att både zonbredd och täckningsgrad inkluderades. För vardera zonen beräknades ett medelvärde av täckningsgraden viktat mot zonbredden enligt följande ekvation:

$$\text{Foder} \left( \frac{\text{m}^2}{\text{km}} \text{väg} \right) = \frac{2000(T_1 \times B_1 + T_2 \times B_2 + \dots + T_n \times B_n)}{N}$$

Där: T = Täckningsgrad (%)  
B = Zonbredd (m)  
N = Antal ytor

För att få resultatet i kvadratmeter per kilometer istället för per meter multiplicerades täljaren med 1000 och för att få det totala resultatet för vägens båda sidor multiplicerades den även med två. För de viltanpassade vägarna som hade både en buskröjd och en klippt zon beräknades zonerna var för sig och adderades för att få total fodermängd. Fodermängden uttrycktes som vegetationstäkt areal istället för vikten av vegetationen eftersom osäkerheterna i omvandlingsfaktorerna till vikt bedömdes stora.

### *Förekomst av älgbete och älgspillning*

Förekomst av älgbete respektive älgspillning registrerades på varje yta varför även dessa data viktades där två ytor registrerats. Påträffades bete eller spillning gavs värdet ett för respektive variabel, om inte gavs värdet noll. Förekomst på en av ytorna där det fanns två zoner gav värdet 0,5. Ett segmentsmedelvärde beräknades och skillnader mellan viltanpassade och konventionellt röjda vägkanter analyserades med ett Wilcoxon rangsummetest. För att inkludera hypotesen att sannolikheten att påträffa bete och spillning skulle vara större i den buskröjda zonen än i den klippta, eftersom älgar enligt Ahlén (1975) gärna går längs med vägar, utfördes en parallell analys där ytorna i den klippta zonen exkluderades. Ett Wilcoxon rangsummetest utfördes på samma sätt som tidigare.

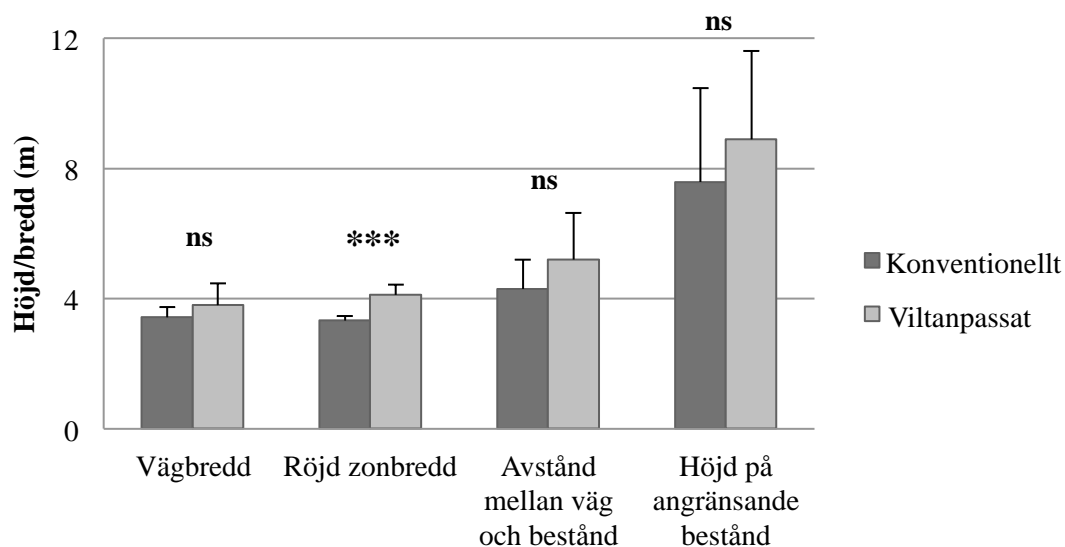
### *Presentation av signifikansnivå och standardavvikelse*

I diagrammen över resultaten representeras signifikansnivåerna av asterisker, \* för  $P < 0,05$ , \*\* för  $P < 0,01$  och \*\*\* för  $P < 0,001$ . Ett plustecken innebär nära signifikans, det vill säga  $0,05 < P < 0,1$ . Icke signifikanta värden,  $P > 0,1$ , markeras i diagrammen med ns. Standardavvikelsen visas med felstaplar i stapeldiagrammen.

## Resultat

### Vägbredd, zonbredd och beståndshöjd

Medelvärdet för vägbredden på de konventionellt röjda vägarna var 3,4 meter medan motsvarande värde för de viltanpassade vägarna var 3,8 meter (figur 5). Medelavståndet till angränsande skog var 4,3 meter för de konventionellt röjda vägarna och 5,2 meter för de viltanpassade. Inga av dessa skillnader var signifikanta ( $P = 0,21$  respektive  $0,18$ ). Inte heller fanns några signifikanta skillnader för höjden på angränsande skog för de två behandlingarna, där medelvärdena var 8,9 meter för viltanpassad behandling och 7,6 meter för konventionell ( $P = 0,50$ ). Röjd zonbredd var däremot signifikant bredare ( $P < 0,001$ ) på vägarna som röjts viltanpassat (4,1 meter) jämfört med de som röjts med konventionella metoder (3,3 meter).

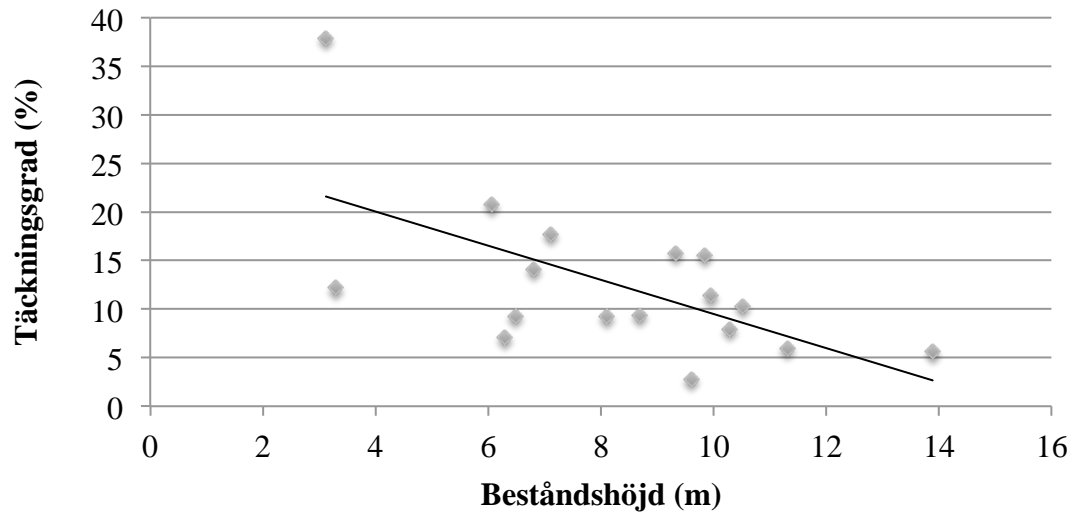


Figur 5: Medelvärde för vägbredd (m), röjd zonbredd (m), avstånd (m) mellan väg och skogsbestånd samt höjd (m) på angränsande bestånd för de vägar som röjts på konventionellt vis (mörka staplar) respektive viltanpassats (ljusa staplar).

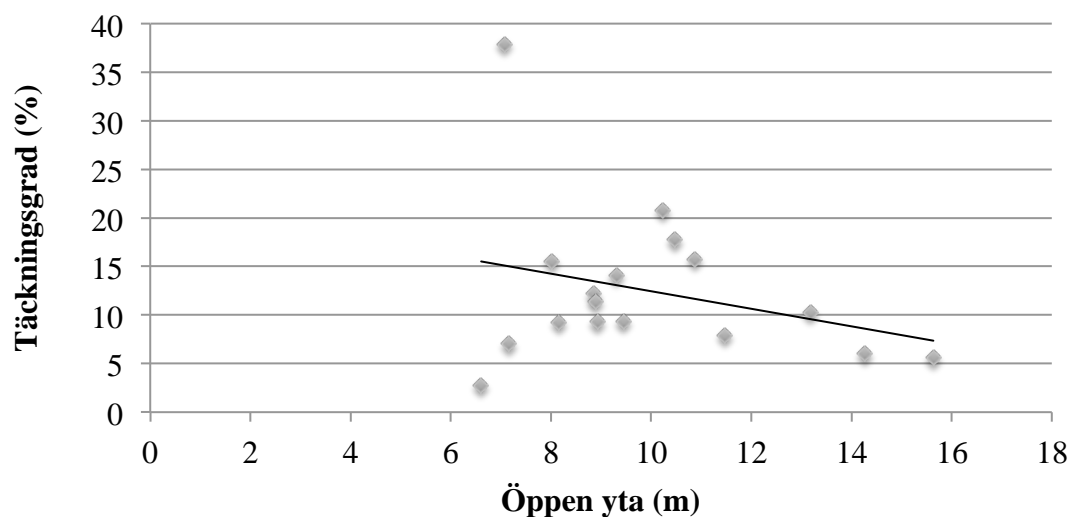
### Täckningsgradens korrelation med skuggning

Täckningsgraden för de viktigaste foderarterna (tall, björk, asp, viden, rönn och blåbär) uppvisade en signifikant negativ korrelation med höjden på angränsande skog ( $R^2 = 0,37$  och  $P = 0,0093$ ). En minskning av täckningsgraden förklaras till 37 % av ökad höjd på angränsande skogsbestånd (figur 6). Total öppen yta vid vägkanten hade däremot ingen påvisbar korrelation med täckningsgraden av de viktigaste foderarterna ( $R^2 = 0,09$  och  $P = 0,25$ ) (figur 7).





Figur 6: Korrelation mellan segmentsmedelvärdet för höjden på den angränsande skogen och täckningsgrad av foderarterna.

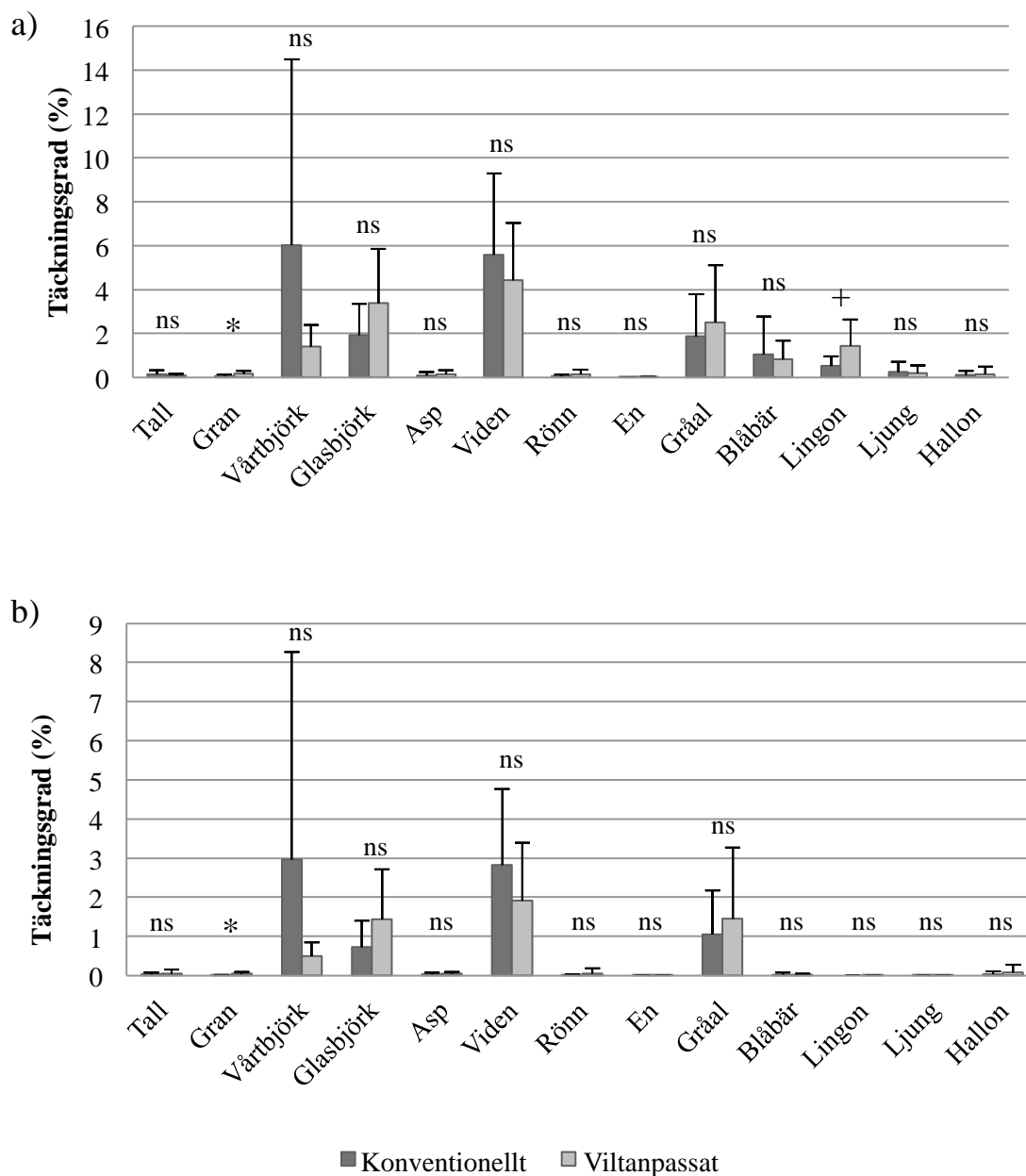


Figur 7: Korrelation mellan segmentsmedelvärdet för total öppen yta och täckningsgrad av foderarterna.

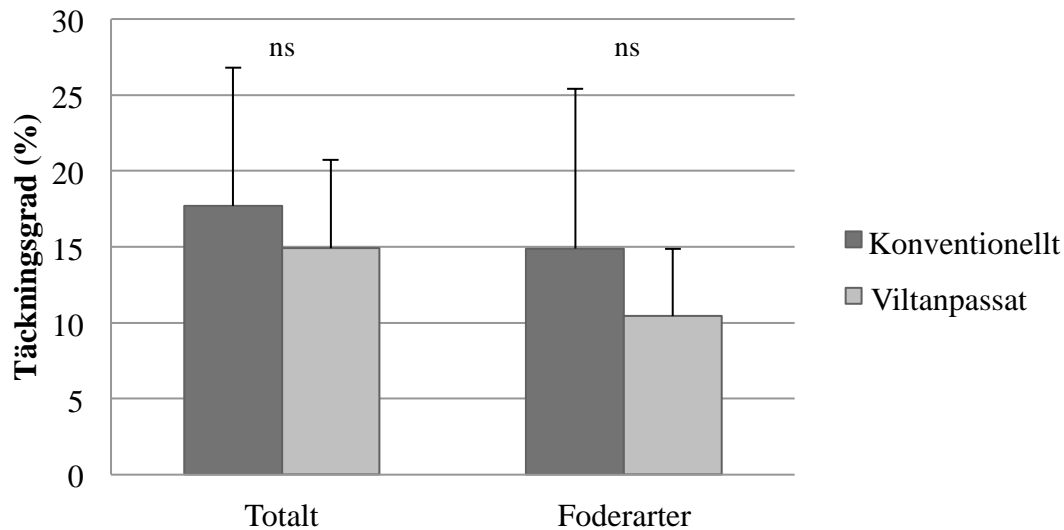
## Fodermängd

Vårtbjörk och viden, följt av glasbjörk och gråal, hade de högsta täckningsgraderna i de konventionellt röjda vägkanterna (figur 8a och b). För vägkanterna med viltanpassad behandling hade viden störst täckning, följt av glasbjörk, gråal och vårtbjörk. Sammanlagd täckningsgrad i konventionellt röjda vägkanter var 17,7 % då alla arter inräknades, och 14,9 % om bara foderarterna inkluderades (figur 9). Längs viltanpassade vägar var den totala täckningsgraden i vägkanten 14,9 %, och om bara foderarterna inkluderades var täckningen 10,4 %.

På artnivå påträffades också få signifikanta skillnader i täckningsgrad. För gran var täckningsgraden för båda höjderna över marken signifikant högre i de viltanpassade vägkanterna ( $P = 0,036$  resp.  $P=0,048$ ). Täckningsgraden av gran var dock mycket låg för båda behandlingarna. Lingon (0-300 cm) hade nära signifikant högre täckningsgrad för viltanpassad behandling ( $P=0,092$ ), med en täckningsgrad på 0,5 % för konventionellt röjda och 1,4 % för viltanpassade vägkanter.

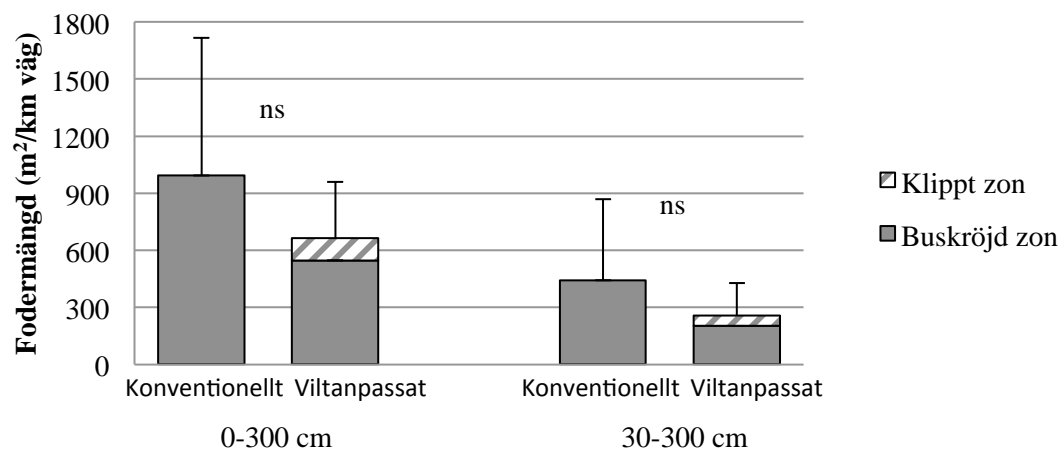


Figur 8: Täckningsgrad (%) för alla arter a) 0-300 cm resp. b) 30-300 cm ovan mark. Observera att diagram a) och b), för att tydliggöra skillnader, har olika skala på y-axeln. Mörka staplar visar täckningsgrad i konventionellt röjda vägkanter, de ljusa i de viltanpassade.

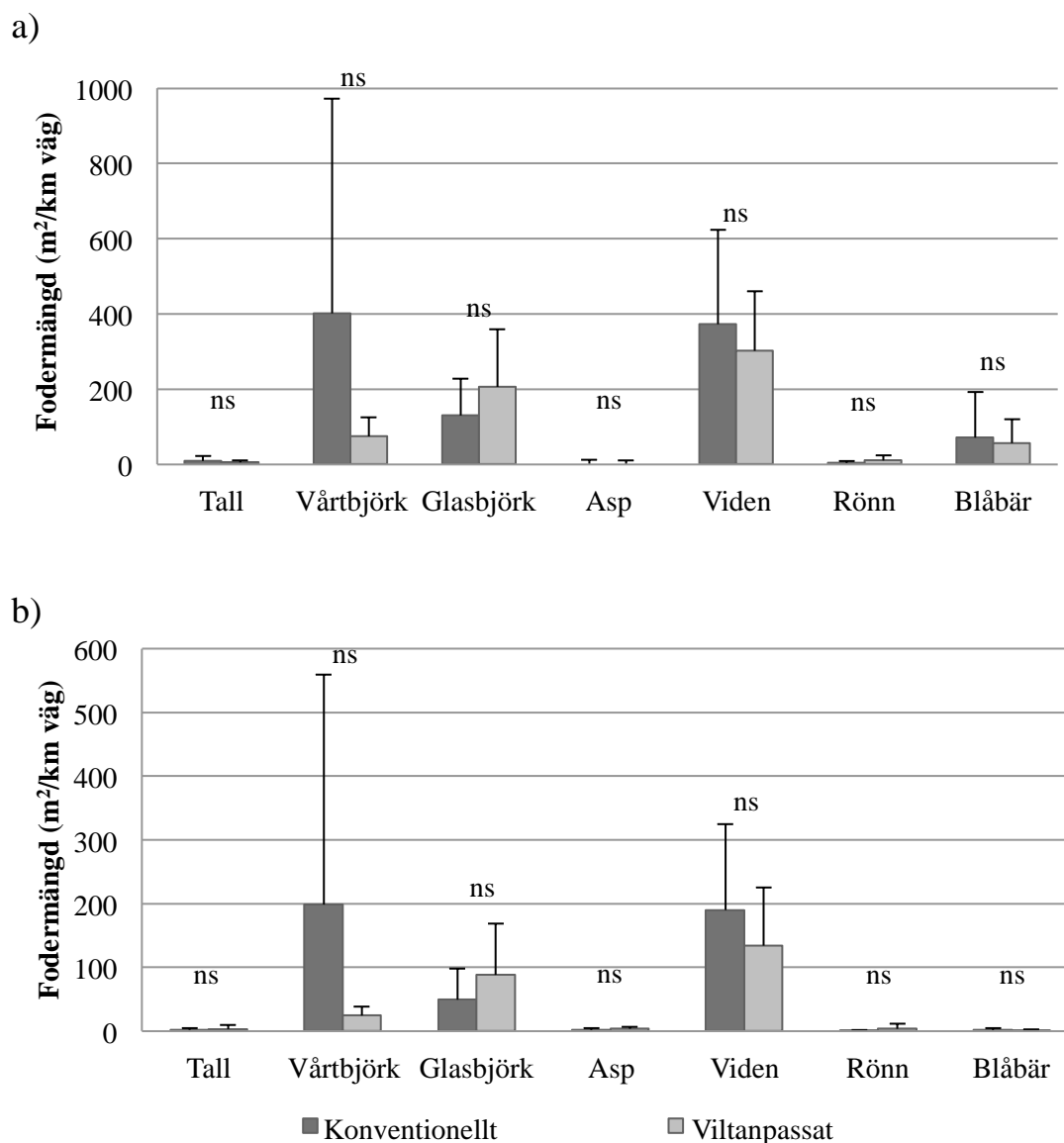


Figur 9: Sammanlagd täckningsgrad (%) för alla arter totalt samt för älgens foderarter, 0-300 cm ovan mark. Mörka staplar visar täckningsgrad i konventionellt röjda vägkanter, de ljusa visar täckningsgraden i de viltanpassade.

Mängden älgfoder i vägkanterna uttryckt i  $\text{m}^2/\text{km}$  väg uppgick till  $993 \text{ m}^2/\text{km}$  för de vägar som röjts konventionellt och  $664 \text{ m}^2/\text{km}$  för de som viltanpassats (figur 10). Skillnaden mellan behandlingarna var dock inte signifikant ( $P = 0,25$ ). Räknades endast vegetation över 30 cm blev värdena  $443 \text{ m}^2/\text{km}$  respektive  $258 \text{ m}^2/\text{km}$ , men inte heller denna skillnad var signifikant ( $P=0,29$ ). För de viltanpassade vägkanterna fanns ca 17 % av fodermängden 0-300 cm ovan mark i den klippta zonen. Motsvarande siffra för vegetationen 30-300 cm över mark visade att ca 22 % av allt älgfoder fanns i den klippta zonen. Merparten av den totala fodermängden utgjordes i båda behandlingarna av vide- och björkarter (figur 11).



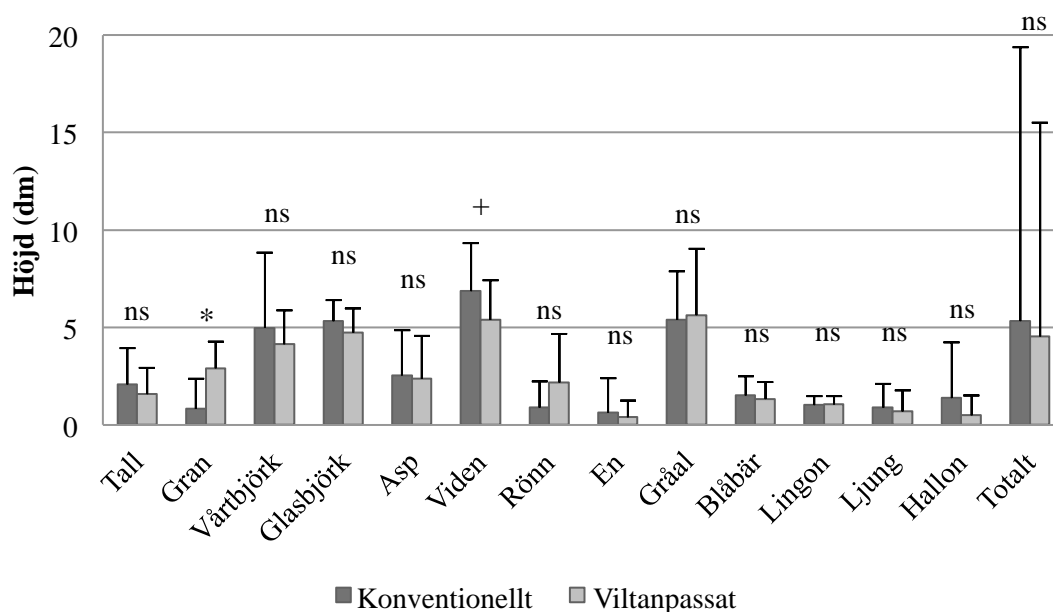
Figur 10: Total mängd älgfoder ( $\text{m}^2/\text{km}$ ) vägkant för konventionellt röjda resp. viltanpassade vägkanter, 0-300 cm resp. 30-300 cm ovan mark. Grå staplar visar fodermängden i den buskröjda zonen, de randiga delarna visar fodermängden i den klippta zonen.



Figur 11: Fodermängden ( $m^2/km$ ) väggant fördelat på de olika foderarterna, a) 0-300 cm och b) 30-300 cm ovan mark. Observera att diagram a) och b), för att tydliggöra skillnader, har olika skala på y-axeln. Mörka staplar visar de konventionellt röjda vägganterna, ljusa visar de viltanpassade.

### Skillnader i vegetationens höjd på provytan

Maxhöjden för gran var signifikant högre i de vägganter som var röjda viltanpassat ( $P = 0,028$ ) och för viden var maxhöjden nära signifikant högre för de vägganter som var konventionellt röjda ( $P = 0,054$ ) (figur 12). För övriga arter fanns ingen signifikant skillnad. Inte heller för den totala maxhöjden, definierad som den höjd som inkluderar 90 % av buskvegetationens biomassa, var skillnaderna signifikanta ( $P = 0,21$ ). Total maxhöjd var 5,3 dm för vegetationen i de konventionellt röjda vägganterna och 4,5 dm i de viltanpassade.



Figur 12: Medelvärde av maxhöjden (dm) för de olika arterna. Mörka staplar visar maxhöjden i de konventionellt röjda välganterna, de ljusa visar maxhöjden i de viltanpassade.

## Älgbete och spillning

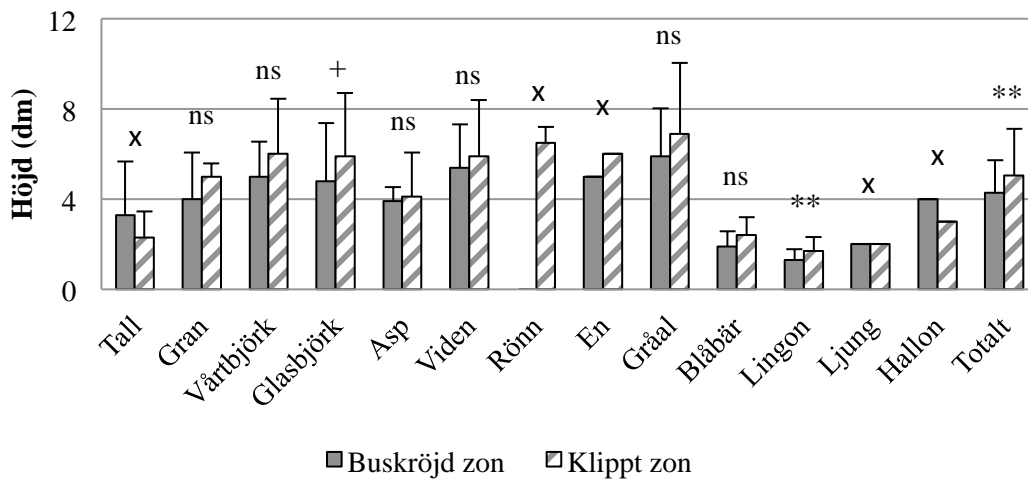
Älgbete registrerades på 50,1 % av ytorna där konventionell röjning utförts (tabell 1). Om viktade data användes för analys av betesfrekvensen visade resultatet spår av bete på 59,4 % av provytorna i de viltanpassade välganterna. Om istället bara provytan i den buskröjda zonen inkluderades i analysen visade det att 66,2 % av ytorna var betade i de viltanpassade välganterna. Skillnaderna var inte signifikanta ( $P = 0,53$  när ytorna viktades och  $P = 0,31$  då bara buskröjd zon inkluderades). Älgspillning påträffades bara på en enda provyta.

Tabell 1: Andel ytor med förekomst av älgbete respektive älgspillning för de konventionellt röjda välganterna och för de viltanpassade. Tabellen visar både resultatet av när buskröjd och klippt zon viktas samman, samt då enbart buskröjd zon jämförs för de två röjningsbehandlingarna.

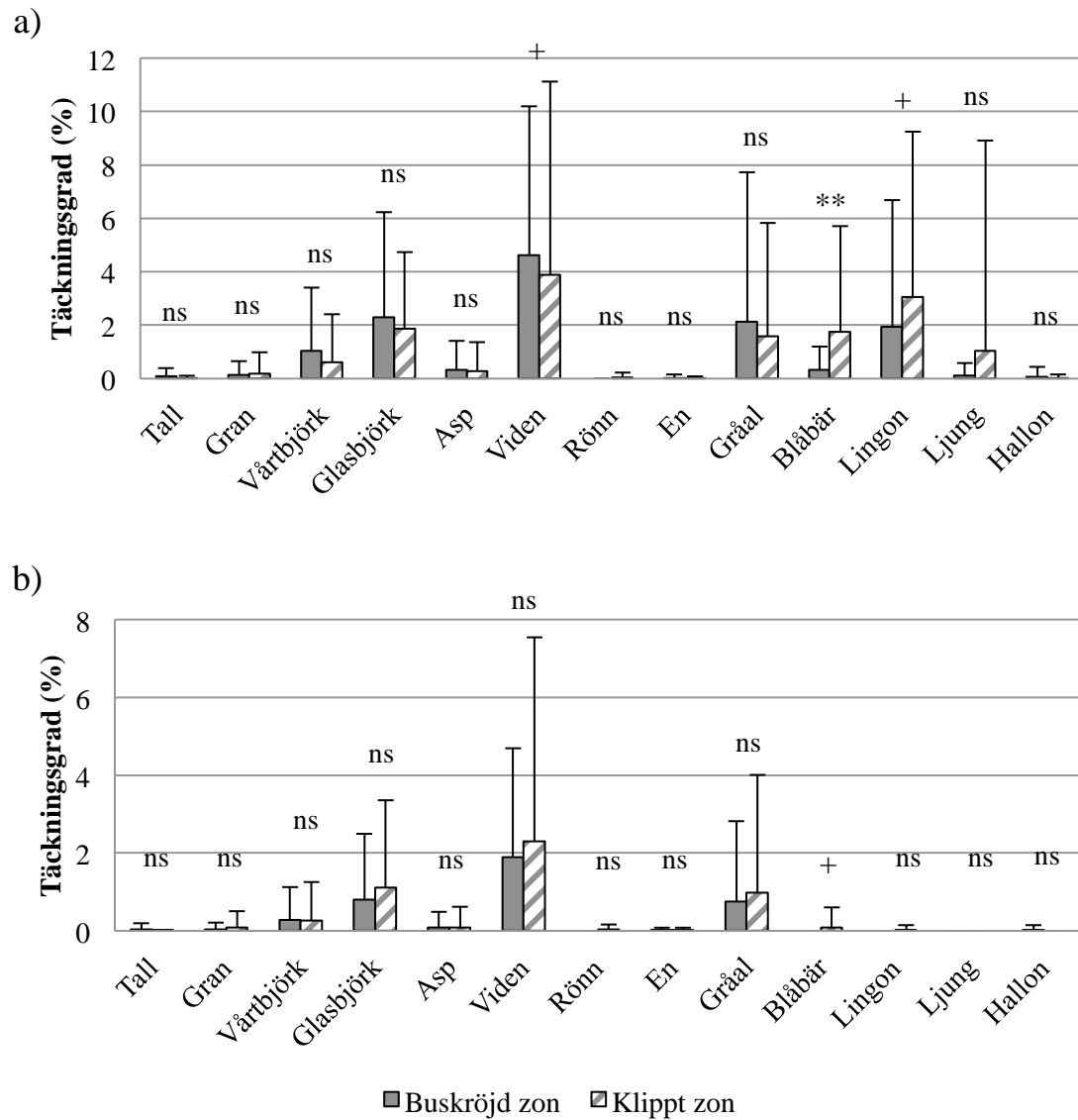
	Konventionell röjning	Viltanpassad röjning
Älgbete (viktade)	n.a.	59,4 %
Älgbete (buskröjd zon)	50,1 %	66,2 %
Spillning (viktade)	n.a.	0,0 %
Spillning (buskröjd zon)	0,3 %	0,0 %

### Skillnader mellan buskröjd och klippt zon i de viltanpassade vägkanterna

Maxhöjden av lingonris var signifikant högre i den klippta zonen ( $P=0,020$ ) och nära signifikant högre för glasbjörk i den klippta zonen ( $P=0,068$ ) (figur 13). I den klippta zonen var också täckningsgraden signifikant större för blåbär ( $P=0,0015$ ) och nästan signifikant större för lingon ( $P=0,082$ ) (figur 14 a). Viden uppvisade nästan signifikanta värden för större förekomst i den buskröjda zonen ( $P=0,088$ ). För de mycket små mängderna blåbärsris som översteg tre dm i höjd pekar resultatet åt samma håll, men de små provmängderna medförde att resultatet bara var nära signifikant ( $P=0,063$ ) (figur 14 b). Täckningsgrad av övrig vegetation uppvisade inte någon signifikant skillnad mellan behandlingarna. Total maxhöjd på ytan var signifikant högre för den klippta zonen ( $P=0,007$ ) och förekomst av älgbete signifikant högre för den buskröjda zonen (69 %) än för den klippta zonen (35 %) ( $P<0,001$ ). Snittet på antal klippta stubbar inom den klippta zonen, där en sådan fanns, var  $0,8/m^2$  och medeldiametern på dessa stubbar var 8,1 cm.



Figur 13: Medelvärde för maxhöjd (dm) av respektive art i den buskröjda zonen respektive för zonen med klippta stubbar. Kryss (x) innebär att någon signifikansnivå inte var möjlig att ange. Grå staplar visar maxhöjden i buskröjd zon och de randiga visar maxhöjden i den klippta.



Figur 14: Täckningsgrad (%) för alla arter a) 0-300 cm resp. b). 30-300 cm ovan mark. Observera att diagram a) och b), för att tydliggöra skillnader, har olika skala på y-axeln. Grå staplar visar buskröjd zon, de randiga visar värdena för den klippta zonen.

## Diskussion

### Fodermängd

Inga signifikanta skillnader i befintlig fodermängd fanns mellan de två behandlingarna, detta trots att den behandlade zonen var bredare vid viltanpassning. En grov uppskattning av biomassan, enligt omvandlingsfaktorer från Broman (2005), visar på ca 156 kg (färskvikt) älgfoder/ha under vinterförhållanden längs de konventionellt röjda vägarna och 94 kg (färskvikt)/ha längs de viltanpassade vägkanterna i studien. Omkring 16 kg av biomassan i viltanpassade vägkanter återfanns i den klippta zonen. Dessa siffror är kalkylerade på kvistbiomassa 30 cm ovan mark för de vanligaste foderarterna. Bromans omvandlingsfaktorer är emellertid framtagna i skogsmark i södra Sverige och osäkerheten om deras allmängiltighet är stor. Resultatet redovisas här endast i syfte att kvantifiera mitt resultat och underlätta jämförelser med andra undersökningar. Jämförelsen visar att mina uppskattningar av biomassan stämmer förhållandevis bra överens med resultat från Wiberg (2007) som uppskattade total fodermängd i vägkanterna till 160 kg (färskvikt) /ha. Ernebrink (2007) uppskattade mängden vinterfoder i vägkanterna till 102 kg(torrsvikt)/ha genom att räkna årsskott. Även detta ligger i nivå med mina resultat även om det inte är direkt jämförbart eftersom metodik, geografi och tid efter röjning skiljer sig och Ernebrinks resultat dessutom är uttryckta i torrsvikt.

En årsgammal älgkalv på 300 kg uppskattas äta ca 8,1 kg foder (färskvikt) under en normal vinterdag och för en vuxen älg ligger siffran på ca 10,2 kg (färskvikt) (Baskin & Danell, 2003; Hjeljord et al., 1982). Under en vinterperiod på 4 månader uppskattas foderåtgången för en vuxen älg till ca 1,4 ton kvist (Sæther et al., 1992) och fodermängden i en tallungskog har i olika undersökningar uppskattats till 126-510 kg foder/ha (Bergström et al., 2005). Wiberg (2007) registrerade fyra gånger mer älgfoder i ungsbogen jämfört med i konventionellt röjda vägkanter och min uppskattning på runt 100-150 kg älgfoder/ha tyder även det på att fodermängden är mindre i vägkanterna än i ungsbogen. Dessutom verkar utnyttjandegraden längs med vägkanter vara låg och Ernebrink (2007) uppmätte att bara 0.5-1.4% av den tillgängliga fodermängden utnyttjades av älgen. Detta kan jämföras med ett genomsnittligt utnyttjande av skogsmark på 7 % (Bergström et al., 2005). I mitt studieområde var betestrycket från älgen högt (se Roberge et al., 2009), och på mer än 50 % av mina provytor fanns spår av älgbete. Detta tyder på att älgen utnyttjat vägkanterna trots att vegetationen var förhållandevis lågväxt. I detta fall handlar det i huvudsak om sommarbete eftersom merparten av vegetationen varit snötäckt under föregående vinter. Vägkantsvegetationens betydelse under vintern borde dock öka i takt med att vegetationen tillväxer och en större andel blir tillgängligt för älgen även vintertid.

### Artsammansättning

Jämfört med ungskog består vägkanterna till en större del av arter som prefereras som älgfoder. Resultatet i min studie visar att viden är den vanligaste arten i vägkanterna, vilket stämmer väl med resultat från Ahlén (1975). Viden är mycket bra som foderväxter eftersom de, utöver att vara smakliga, är väldigt toleranta mot bete och ökar till och med produktionen vid moderat betestryck (Ahlén, 1975; Bergström & Hjeljord, 1987). Björk utgör stapelföda för älgen (Cederlund et al., 1980) och resultaten från min studie visar att björk var den näst vanligaste arten i vägkanterna, glasbjörk något vanligare än vårtbjörk. Också Wiberg (2007) och Ernebrink (2007) uppmätte en hel del björk i vägkanterna och konstaterar att andelen björk tenderade att vara större i vägkanterna än i äldre skog, men



mindre än i ungskog. I min studie finns även gråal i förhållandevis stora volymer, men den har mycket liten betydelse som älgfoder (Cederlund et al., 1980; Hjeljord et al., 1990; Wallén, 2010). Vägkanternas gynnsamma vegetationssammansättning borde ha potential att liksom stödutfodring (Sahlsten et al., 2010; Wallén, 2010), anläggning av viltåkrar (Nilsson, 2009) och kvävegödsling (Ball et al., 2000), kunna påverka älgens rörelsemönster, men då krävs antagligen relativt stora fodermängder i vägkanterna.

### **Skillnader i förekomst av älgbete eller älgspillning**

Eftersom endast en spillningshöj hittades går det inte att analysera detta resultat. För att få tillförlitliga spillningsdata borde provytorna ha varit betydligt större eftersom det ökar chansen att få med spillning på ytan. Inte heller när det gäller älgbete påträffades några signifikanta skillnader mellan de två röjningsbehandlingarna. Däremot kunde en skillnad i betesfrekvens konstateras mellan de två zonerna i de viltanpassade vägkanterna, där högst frekvens påträffades i den buskröjda zonen. Vegetationshöjden var också lägre i den buskröjda zonen vilket sannolikt är en konsekvens av det högre betestrycket. Älgar har tidigare konstaterats följa skogsbilvägar och beta i den närmaste vägkanten (Ahlén, 1975) vilket skulle kunna vara en förklaring till den högre betesfrekvensen i den buskröjda zonen.

### **Varför fanns inte mer foder där röjningen viltanpassats?**

En större bredd på den röjda zonen i viltanpassade vägkanter talar för att den totala fodermängden borde vara större här än i konventionellt röjda vägkanter. Mina resultat visade emellertid inte på det och en tänkbar förklaring kan ha att göra med hur de viltanpassade vägsträckorna valdes ut. Sveaskog har själva haft ansvar att välja ut lämpliga vägar och utföra åtgärden utifrån givna instruktioner. Även om instruktionerna i sak följts är det möjligt att även andra faktorer påverkat deras urval. Sådana faktorer skulle kunna vara att en önskan att minimera förflyttningskostnaden av maskinerna eller att viltanpassad behandling valdes till de vägar där det ursprungligen fanns ett behov att bredda vägkanten, medan vägar som valdes för konventionell röjning var de som redan ansågs ha en tillräckligt bred vägkant.

Flera av de inventerade vägsegmenten ligger i anslutning till varandra vilket sannolikt är en följd av att det var det enklaste och billigaste tillvägagångssättet. Detta resulterar i att skillnader som är knutna till vägarnas placering i landskapet får stort utslag på resultatet och sannolikt påverkar vägens läge mer än vilken typ av röjning den aktuella vägen behandlats med. Det kan röra sig om skillnader i jordmån, näringsstatus, hydrologi, markstruktur samt sammansättning och ålder på omgivande skog. Även om konventionellt röjda vägar valdes utifrån att de var jämförbara med de viltanpassade vägarna så skulle en bättre geografisk spridning av viltanpassade vägar ha minskat effekterna av biologiska skillnader. Samma väg hade med fördel kunnat delas upp i en viltanpassad och en konventionellt röjd del för att ytterligare minska skillnaderna. Det hade dessutom varit önskvärt med ett större antal behandlade vägsträckor för att lättare kunna påvisa statistiska skillnader mellan behandlingarna.

Som en följd av att vägkantsröjning länge varit en standardåtgärd längs skogsbilvägar (Forsberg, 2010) var utgångsläget för försöket vägkanter som regelbundet röjts även tidigare. Det kan ha funnits en initial skillnad i vägkantsbredd mellan utvalda vägar, där de vägar som valdes för viltanpassad röjning var de som hade en smal vägkant och därför ansågs behöva breddas. Detta resonemang styrks av det faktum att den buskröjda zonen

utan klippta stubbar var signifikant smalare för de viltanpassade vägarna än för de konventionellt röjda ( $P=0,0039$ ). Ytterligare en faktor som talar för detta resonemang är att stubbzonen har större täckning av blåbär ( $P<0,01$ ) och lingon ( $P<0,1$ ), medan täckningen av viden (0-300 cm) är större i den buskröjda zonen ( $P<0,1$ ). Bärri är typisk skogsvegetation medan viden gynnas av ökat solinsläpp och minskad konkurrens varför de är typiska arter i vägkanterna (Telenius, 1999). Röjs en väkant är det stor sannolikhet att där inom något år kommer växa ungefär samma vegetation igen. Den tidigare vegetationen har ett försprång genom att många arter snabbt kan återetablera sig genom rot- och stubbskott, eller genom frön från fröbank eller närväxande individer av samma art (Johansson, 1984). Mina resultat visar en negativ korrelation mellan täckningsgrad av foderarter och höjden på angränsande skog. Stämmer antagandet att den buskröjda zonen initialt varit smalare för de vägar som röjts viltanpassat innebär det att den i större utsträckning skuggats av angränsande skog vilket kan ha påverkat mängden älgfoder. Mindre älgfoder innan behandling borde ge utslag på mängden foder efter behandling och därför kan en initialt smalare buskröjd zon ha påverkat både artsammansättning och täckningsgrad. En inventering av behandlade vägar innan åtgärden ägde rum hade varit till nytta för analysen av resultaten och skulle kunna ge ett bättre svar på hur den viltanpassade röjningen i realiteten har förändrat vägkanterna.

### **Osäkerhet i resultaten och förslag på kompletterande forskning**

Ett övervägande i försöksupplägget var valet att inventera två ytor på de inventeringspunkter där en zon med klippta stubbar fanns, medan bara en yta inventerades där en sådan zon inte fanns. För att kunna jämföra de inventeringspunkter som hade en provyta med de som hade två vägdes därför värdena för de två ytorna samman och viktades mot zonbredden. Den viktigaste effekten av detta blir att sannolikheten att påträffa mer sällsynta arter ökar där två ytor inventeras varför förekomst av dessa riskerar att överskattas för den viltanpassade behandlingen. Sammantaget har dock detta liten betydelse för resultatet då det är de stora kvantiteterna, snarare än små förekomster, som har betydelse för vägkanternas potential som älgbetesresurs.

Inventeringen är utförd endast ett år efter utförd behandling, vilket är en för kort tid för att vägkantsvegetationen ska ha en rimlig chans att växa sig tät och hög. För att utföra en fullvärdig analys av viltanpassningens påverkan krävs att längre passerat sedan röjningen utfördes. Vill man dessutom undersöka vegetationsförändringar tar det än längre tid, rimligen flera röjningscykler, innan några större skillnader i artsammansättning kan registreras. Fortsatt uppföljning av dessa försök är därför av intresse och det vore intressant om resultaten kunde kopplas till frekvensen av älgskador i närliggande skog. En sådan jämförelse kunde inte göras inom ramen för denna studie eftersom så kort tid förflutit sedan röjningen utfördes. För att analys av skadenivåer ska vara relevant krävs att en betydande fodermängd finns tillgängligt ovan snötäcket under vintern eftersom det är då merparten av skadorna på tallungskogen uppkommer. Bara ett år efter åtgärd är det rimligt att anta att vägkanterna fungerar som ett kompletterande tillskott för älgarna när de har vägarna förbi, men att de sannolikt inte påverkar älgens totalkonsumtion eller rörelsemönster i någon större omfattning.

### **Vägkantsröjningens potential**

Denna studie, liksom tidigare studier (t.ex. Ernebrink, 2007; Wiberg, 2007), visar att vägkantsvegetationen till stor del utgörs av arter som älgen prefererar. Om vägkanterna kan skötas så att foderproduktionen maximeras skulle de kunna bidra med ett tillskott i älgens

diet så att tallbetet i regionen minskar. Börjar älgen väl utnyttja vägkanterna så hjälper betet till att hålla vägkantsvegetationen på en låg höjd vilket i sin tur gör att röjningsintervallet borde kunna ökas. Det skulle således vara gynnsamt såväl för utnyttjandegraden, eftersom tidigare bete ökar smakligheten (Bergström et al., 2005; Danell et al., 1985; Hjeljord et al., 1990; Shipley et al., 1998), men även rent ekonomiskt då det är kostsamt att röja ofta.

Trots att mina resultat inte visade några betydande skillnader mellan behandlingarna finns det absolut anledning att undersöka effekterna av viltanpassad vägkantsröjning vidare. Detta är den första uppföljningen som gjorts av viltanpassad röjning av vägkanterna och mer kunskap behövs för att kunna utvärdera om det är något att satsa på i framtiden. Inom projektet "viltbete och foderproduktion" finns försök med samma upplägg på fler lokaler i Sverige. Dessa väntar på att utvärderas och inom några år är en uppföljning önskvärd i Råneå. Jag anser dock redan nu att det kan finnas anledning att utvärdera på vilket sätt lämpliga vägar valts ut. Både Ernebrink (2007) och Wiberg (2007) konstaterar att det är lämpligt att fokusera viltanpassade röjningsåtgärder till förhållandevis bördiga ståndorter. Detta har inte gjorts inom mitt studieområde utan boniteten varierar mellan vägarna och generellt är markerna i området svaga. Bördiga marker ger en större vegetationsmängd och goda förutsättningar för de prefererade lövträden (Johansson & Lundh, 2006). Eftersom markerna generellt är bördigare i södra Sverige än i norra är det tänkbart att viltanpassad röjning har ett bredare användningsområde i söder, men mer forskning behövs för att klargöra om så är fallet.

Utöver markens bonitet bör hänsyn också tas till artsammansättning i vägkanten innan vägar väljs för viltanpassad röjning. De vägsegment som hade högst täckningsgrad i min studie hade ett medelvärde på ca 37 % täckning, varav i princip allt bestod av arter som utnyttjas som älgfoder. De vägsegment som hade lägst täckningsgrad hade knappt 10 % total täckning och av det utgjordes endast ca 5 % av foderarter. Skillnaderna är alltså stora och de vägkanter som redan från början har en stor andel foderarter har betydligt bättre förutsättningar att bli en resurs för älgen. Finns arten redan där så kan den bilda stubb- eller rotskott och snabbt växa över snötäcket. En större noggrannhet i urvalet av lämpliga vägar skulle kunna bidra till att en bra foderresurs snabbare blir tillgänglig för älgens vinterbehov och kostnadseffektiviteten av åtgärden borde därigenom förbättras.

Det är möjligt att även tidpunkten för röjning spelar en viss roll för vägkantens nytta som foderresurs för älgen. Rea et al. (2010) visar att näringsvärdet i stubbskotten varierar beroende på när under året de är klippta och att de buskar som klippts senare på året föredrogs av älgen. För vägkanterna i denna studie förelåg dock ingen nämnvärd skillnad i åtgärdstidpunkt mellan behandlingarna, men detta skulle kunna vara något att undersöka vidare för att kunna maximera nyttan av viltanpassad vägkantsröjning.

## **Framtiden**

En balans mellan älgstammen, skogsskador, trafikskador och biologisk mångfald är viktigt, såväl ur ett ekologisk och som ett ekonomiskt perspektiv. Många intressenter komplicerar förvaltningen och nya metoder krävs för att hitta en lösning som tillfredsställer alla. Att öka foderproduktionen i landskapet för att styra om älgens bete till vägkanterna längs lågt trafikerade vägar kan vara ett sätt att bibehålla en stark älgpopulation samtidigt som skogsskadorna förhoppningsvis minskar. Min studie kunde inte visa på några betydande skillnader mellan vägkanter som var röjda viltanpassat och de som röjts konventionellt, men ett mer selektivt urval av vägar att röja viltanpassat skulle kunna ge ett annat resultat.

Med tanke på hur många skogsbilvägar som finns och att åtgärden är förhållandevis enkel så borde det finnas en potential i åtgärden, men den behöver utvärderas vidare och metoderna eventuellt förfinas. Nu 2012 sker förändringar i älgförvaltningen i Sverige och nya förvaltningsområden som ska vara bättre anpassade efter älgens biologi skapas. Förhoppningsvis kommer det driva utvecklingen i rätt riktning och kanske kan då viltanpassad vägkantsröjning vara ett verktyg som kan användas i förvaltningen.

## **Tillkännagivande**

Detta examensarbete är finansierat inom ramen för temaforskningsprogrammet "Vilt och skog". För genomförandet av arbetet vill jag först och främst tacka min handledare, Jean-Michel Roberge, för att du väglett mig genom hela detta arbete och alltid funnits tillgänglig för mina funderingar. Jag skulle också vilja tacka Emil Broman för att du gett mig vägledning i användandet av dina omvandlingsfaktorer för biomassa. Annica Tegbro och Ulf Nilsson, Sveaskog, har varit behjälpliga med att skicka GIS-filer och svara på frågor rörande studieområdet och åtgärderna, och Anders Broström har kunna ge mig närmare detaljer om röjningen. Jag vill tacka Lars Edenius för genomläsning av manus och tillförande av värdefulla synpunkter. Jag vill även tacka min kära mamma för att hon än en gång tagit sig tid att läsa igenom min text och hjälpt till att få den ännu bättre. Även IT-avdelningen på SLU förtjänar ett tack, för att de tagit sig tid och hjälpt mig med mina återkommande dataproblem. Personer på fjärranalysinstitutionen har också varit mig behjälplig med att låna ut GPS och hjälpa mig då ArcGIS krånglat. Slutligen vill jag tacka min älskade Nils: för att du alltid funnits där, diskuterat med mig och hjälpt mig vidare när jag kört fast.

## Referenser

- Ahlén, I. (1975). Winter habitats of moose and deer in relation to land use. *Viltrevy*, 9(3): 45-192.
- Angelstam, P., Wikberg, P-E., Danilov, P., Faber, W. & Nygren, K. (2000). Effects of moose density on timber quality and biodiversity restoration in Sweden, Finland, and Russian karelia. *Alces*, 36: 133-145.
- Ball, J., Danell, K. & Sunesson, P. (2000). Response of a herbivore community to increased food quality and quantity: an experiment with nitrogen fertilizer in a boreal forest. *Journal of Applied Ecology*, 37(2): 247-255.
- Baskin, L. & Danell, K. (2003). *Ecology of ungulates - A handbook of species in eastern Europe and northern and central Asia*. Berlin: Springer.
- Bergquist, G., Bergström, R. & Edenius, L. (2001). Patterns of stem damage by moose (*Alces alces*) in young *Pinus sylvestris* stands in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16: 363-370.
- Bergqvist, G., Bergström, R. & Edenius, L. (2003). Effects of moose (*Alces alces*) rebrowsing on damage development in young stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Forest Ecology and Management*, 176: 397-403.
- Bergström, R. & Danell, K. (1987). Moose winter feeding in relation to morphology and chemistry of six tree species. *Alces*, 22: 91-112.
- Bergström, R., Danell, K. & Danell-Huss, K. (1986). Älgens vinterbete på björk. *Svensk jakt*, 124(1): 20-23.
- Bergström, R., Danell, K., Edenius, L. & Persson I-L. (2005). *Älgens vinterfoder - tillgång och utnyttjande*. Resultat från skogforsk, 3.
- Bergström, R., Helldin, J-O., Boman, M., Karlsson, J., Ericsson, G., Hake, M., Mörner, T., Persson, I-L., Risberg, P. & Danell, K. (2010). Viltet i samhället. I: K. Danell & R. Bergström (Red.) *Vilt, människa, samhälle*. 135-168. Stockholm: Liber AB.
- Bergström, R. & Hjeljord, O. (1987). Moose and vegetation interactions in northwestern Europe and Poland. *Swedish Wildlife Research*, Supplement 1: 213-228.
- Bergström, R. & Vikberg, M. (1992). Winter browsing on pine and birch in relation to moose population density. *Alces*, Supplement, 1: 127-131.
- Broman, E. (2005). *Slutrapport: Validering av täckningsgrad som mått på älgens tillgängliga resurser*. Göteborg: Göteborgs universitet, Avdelningen för tillämpad miljövetenskap.
- Bäcke, J. (2008). Virkestransporter. I: J.-O. Loman (Red.) *Skogsstatistisk årsbok 2008*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Cederlund, G., Ljungquist, H., Markgren, G. & Stålfelt, F. (1980). Foods of moose and roe-deer at Grimsö in central Sweden - results of rumen content analyses. *Viltrevy*, 11(4): 59-65.
- Christiansen, L. & Malmhäll, J. (2011). Tillståndet i skogen. I: J.-O. Loman (Red.) *Skogsstatistisk årsbok 2011*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Crawley, M. (1983). *Herbivory - the dynamics of animal-plant interactions*. Studies in ecology, 10. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Danell, K. & Bergström, R. (1989). Älg och björk - växelverkan mellan en växtätare och dess födoresurs. *Sveriges skogsvårdsförbunds tidskrift*, 2: 17-23.
- Danell, K., Bergström, R., Duncan, P. & Pastor, J. (2006). Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. Conservation Biology series, 11. Cambridge: Cambridge University Press.

- Danell, K., Bergström, R., Edenius, L. & Ericsson, G. (2003). Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. *Forest Ecology and Management*, 181: 67-76.
- Danell, K., Huss-Danell, K. & Bergström, R. (1985). Interactions between browsing moose and two species of birch in Sweden. *Ecology*, 66(6): 1867-1878.
- Dietrichson, U. & Karlsson, B. (1979). *Älgens skadegörelse på tallungskog i östra delarna av Kronobergs län*. Examensarbete i viltekologi. Umeå: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för viltekologi.
- Edenius, L., Bergman, M., Ericsson, G. & Danell, K. (2002). The role of moose as a disturbance factor in managed boreal forests. *Silva Fennica*, 36(1): 57-67.
- Edenius, L., Bergström, R. & Danell, K. (1996). *Hjortdjurens roll i skogsekosystemen-effekter på biologisk mångfald*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Edenius, L., Ericsson, G., Kempe, G., Bergström, R. & Danell, K. (2011). The effects of changing land use and browsing on aspen abundance and regeneration: a 50-year perspective from Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 48(2): 301-309.
- Ernebrink, T. (2007). *Älgfoder och betesutnyttjande längs skogsbilvägar*. Examensarbete i ämnet biologi 2007:173. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi.
- Faber, W. & Lavsund, S. (1999). Summer forage on Scots pine *Pinus sylvestris* by moose *Alces alces* in Sweden - patterns and mechanisms. *Wildlife Biology*, 5: 93-106.
- Faber, W. & Thorson, E. (1996). Bark stripping of young *Pinus sylvestris* by *Alces alces* on the individual, stand, and landscape level in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, 26: 2109-2114.
- Forsberg, E. (2010). *Buskröjning längs skogsbilvägar - En produktivetsstudie av två kättinglagor*. Examensarbete i ämnet skogshushållning. Umeå: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning.
- Glöde, D., Bergström, R. & Pettersson, F. (2004). *Intäktsförluster på grund av älgbetning av tall i Sverige*. Arbetsrapport, 570. Uppsala: Skogforsk.
- Hjeljord, O., Hövik, N. & Pedersen, H. (1990). Choice of feeding sites by moose during summer, the influence of forest structure and plant phenology. *Holarctic Ecology*, 13(4): 281-292.
- Hjeljord, O., Sundstøl, F. & Haagenrud, H. (1982). The nutritional value of browse to moose. *The Journal of Wildlife Management*, 46(2): 333-343.
- Härkönen, S. (1998). Effects of silvicultural cleaning in mixed pine-deciduous stands on moose damage to Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Scandinavian Journal of Forest Research*, 13: 429-436.
- Hörnberg, S. (1995). Moose density related to occurrence and consumption of different forage species in Sweden. Rapport, 58. Umeå: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogstaxering.
- Hörnberg, S. (2001a). Changes in population density of moose (*Alces alces*) and damage to forests in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 149: 141-151.
- Hörnberg, S. (2001b). The relationship between moose (*Alces alces*) browsing utilisation and the occurrence of different forage species in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 149(1-3): 91-102.
- Ingemarson, F., Claesson, S. & Thuresson, T. (2007). *Älg- och rådjursstammarnas kostnader och värden*. Rapport, 3. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag.
- Johansson, T. (1984). Minskning av lövträndsinslag med förebyggande åtgärder. *Sveriges skogsvårdsförbunds tidskrift*, 82(3-4): 25-33.

- Johansson, T. & Lundh, J.-E. (2006). *Al, asp och björk i barrskog - Skötselråd för alla beståndsåldrar*. Rapport, 12. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för bioenergi.
- JMP. (Version: 9.0.0) (2010). [Datorprogram]. SAS Institute Inc.
- Kalén, C., Bergquist, J., Fihn, R. & Krekula, H. (2009). *Viltanpassad skogsskötsel - Skogliga åtgärder för att minska skador*. Meddelande, 2. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag.
- Kempe, G. (2011). Skog och skogsmark. I: J.-O. Loman (Red.) *Skogsstatistisk årsbok 2011*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Lavsund, S., Nygren, T. & Solberg, E. (2003). Status of moose populations and challenges to moose management in Fennoscandia. *Alces*, 39: 109-130.
- Månsson, J. (2007). *Moose management and browsing dynamics in boreal forest*. Akad.avh. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Månsson, J., Bergström, R., Pehrson, A., Skoglund, M. & Skarpe, C. (2010). Felled Scots pine (*Pinus sylvestris*) as supplemental forage for moose (*Alces alces*): Browse availability and utilization. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25(1): 21-31.
- Nilsson, L. (2009). *Produktion av fodermärgkål och klövviltets utnyttjande av viltåker och omgivande skog*. Examensarbete I ämnet biologi 2009:3. Umeå: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö.
- Nilsson, S.G., Arup, U., Baranowski, R. & Ekman, S. (1995). Tree-Dependent Lichens and Beetles as Indicators in Conservation Forests. *Conservation Biology*, 9(5): 1208-1215.
- Persson, I-L., Bergström, R. & Danell, K. (2007). Browse biomass production and regrowth capacity after biomass loss in deciduous and coniferous trees: responses to moose browsing along a productivity gradient. *Oikos*, 116(10): 1639-1650.
- Persson, I-L., Danell, K. & Bergström, R. (2005a). Different moose densities and accompanied changes in tree morphology and browse production. *Ecological Applications*, 15(4): 1296-1305.
- Persson, I-L., Nilsson, M. B., Pastor, J., Eriksson, T., Bergström, R. & Danell, K. (2009). Depression of belowground respiration rates at simulated high moose population densities in boreal forests. *Ecology*, 90(10): 2724-2733.
- Persson, I-L., Pastor, J., Danell, K. & Bergström, R. (2005b). Impact of moose population density on the production and composition of litter in boreal forests. *Oikos*, 108(2): 297-306.
- Rea, R., Child, K., Spata, D. & MacDonald, D. (2010). Road and rail side vegetation management implications of habitat use by moose relative to brush cutting season. *Environmental Management*, 46(1): 101-109.
- Richards, J.H. (1993). Physiology of plants recovering from defoliation. I: *Proceedings of the XVII International grassland congress*. New Zealand, feb. 8-21 1993, 85-94.
- Roberge, J.-M., Månsson, J., Ericsson, G. & Bergström, R. (2009). *Projekt: Viltbete och foderproduktion - Inventeringsresultat våren 2009*. Resultatrapport, 2. Umeå: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö.
- Sæther, B-E., Solbra, K., Sødal, D. & Hjeljord, O. (1992). *Slutrapport elg-skog-samfunn*. NINA forskningsrapport, 28. Trondheim: NINA Norsk institutt for naturforskning.
- Sahlsten, J. et al. (2010). Can supplementary feeding be used to redistribute moose *Alces alces*? *Wildlife Biology*, 16(1): 85-92.
- Shipley, L., Blomquist, S. & Danell, K. (1998). Diet choices made by free-ranging moose in northern Sweden in relation to plant distribution, chemistry, and morphology. *Canadian Journal of Zoology*, 76(9): 1722-1733.
- SMHI (2011). Klimatdata. [Online] Tillgänglig: <http://www.smhi.se/klimatdata> [2011-12-15].

- SCB (2011). Jordbruk, skogsbruk och fiske. I: Löckert, A. & Sundberg, U. (Red.) *Statistisk årsbok för Sverige 2011*. Örebro: Statistiska centralbyrån (SCB).
- Suominen, O., Persson, I-L., Danell, K., Bergström, R. & Pastor, J. (2008). Impact of simulated moose densities on abundance and richness of vegetation, herbivorous and predatory arthropods along a productivity gradient. *Ecography*, 31(5): 636-645.
- Sweanor, P. (1987). *Winter ecology of a Swedish moose population: Social behaviour, migration and dispersal*. Examensarbete i Viltekologi, 13. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för viltekologi.
- Telenius, B. (1999). Stand growth of deciduous pioneer tree species on fertile agricultural land in southern Sweden. *Biomass and Bioenergy*, 16(1): 13-23.
- Wallén, M. (2010). *The distribution of Moose (Alces alces) during winter in southern Sweden: A response to food sources?* Examensarbete i ämnet biologi 2010:9. Umeå: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö.
- Wam, H. & Hjeljord, O. (2010). Moose summer and winter diets along a large scale gradient of forage availability in southern Norway. *European Journal of Wildlife Research*, 56(5): 745-755.
- Wiberg, A. (2007). *Vegetation längs skogsbilvägar – en foderresurs för älgen?* Examensarbete i ämnet naturvårdsbiologi 2007:76. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi.
- Wilcoxon, F. (1945). Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics Bulletin*, 1(6): 80-83.



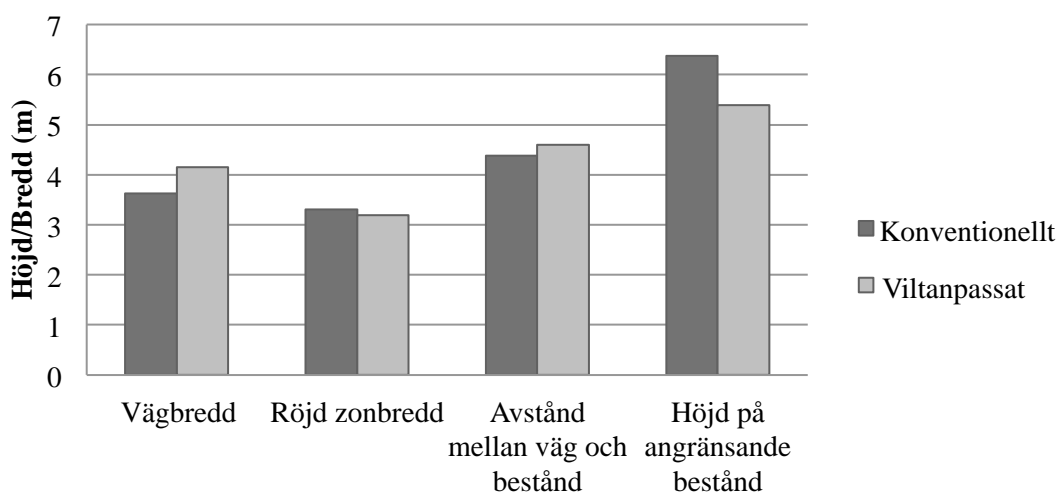
## Appendix 1

### Data från vägarna som röjdes 2009

De vägar där både buskröjning och klippning utfördes redan under 2009 redovisas här. Materialet bestod bara i två segment, ett som röjts viltanpassat och ett som röjts konventionellt, varför ingen signifikansnivå kan anges. Inga slutsatser kan därför dras, men det kan ändå vara av intresse att redovisa resultatet.

#### *Vägbredd, zonbredd och beståndshöjd*

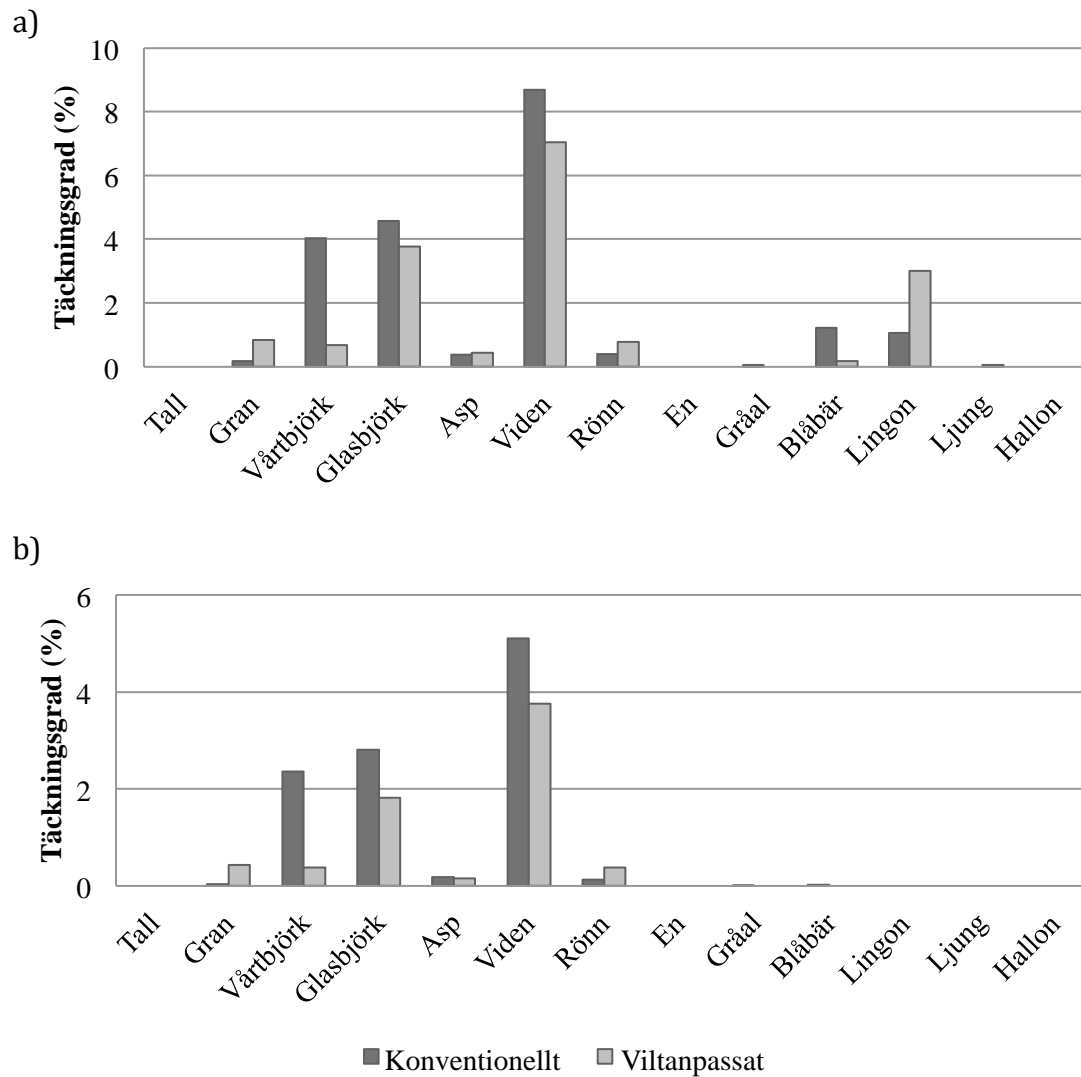
Vägbredden för den vägen som röjts viltanpassat tenderade vara något bredare än den som röjts konventionellt, 4,2 meter respektive 3,6 meter. Även medelavståndet till angränsande skog var lite större för den viltanpassade vägen, 4,6 meter, jämfört med 4,4 meter för den konventionellt röjda. I motsats till data från de vägar som röjts 2010 visar resultaten i detta material knappt någon skillnad i zonbredd mellan den viltanpassade och den konventionellt röjda vägkanten. Medelhöjden på angränsande skog var högre för den konventionellt röjda vägen (6,4 meter) jämfört med den viltanpassade (5,4 meter).



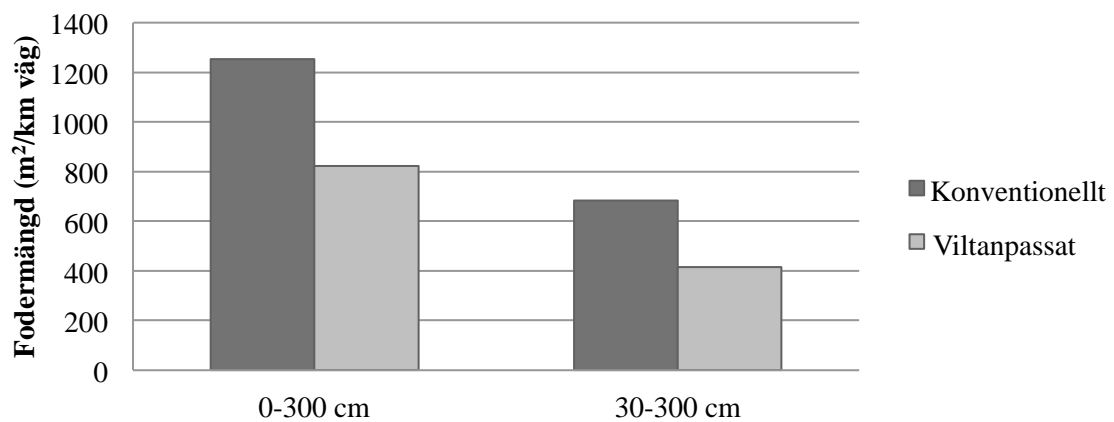
*Figur 1: Medelvärde för vägbredd (m), röjd zonbredd (m), avstånd (m) mellan väg och skogsbestånd samt höjd (m) på angränsande bestånd för den vägen som röjts på konventionellt vis (mörka staplar) respektive den som röjts viltanpassat (ljusa staplar).*

#### *Fodermängd*

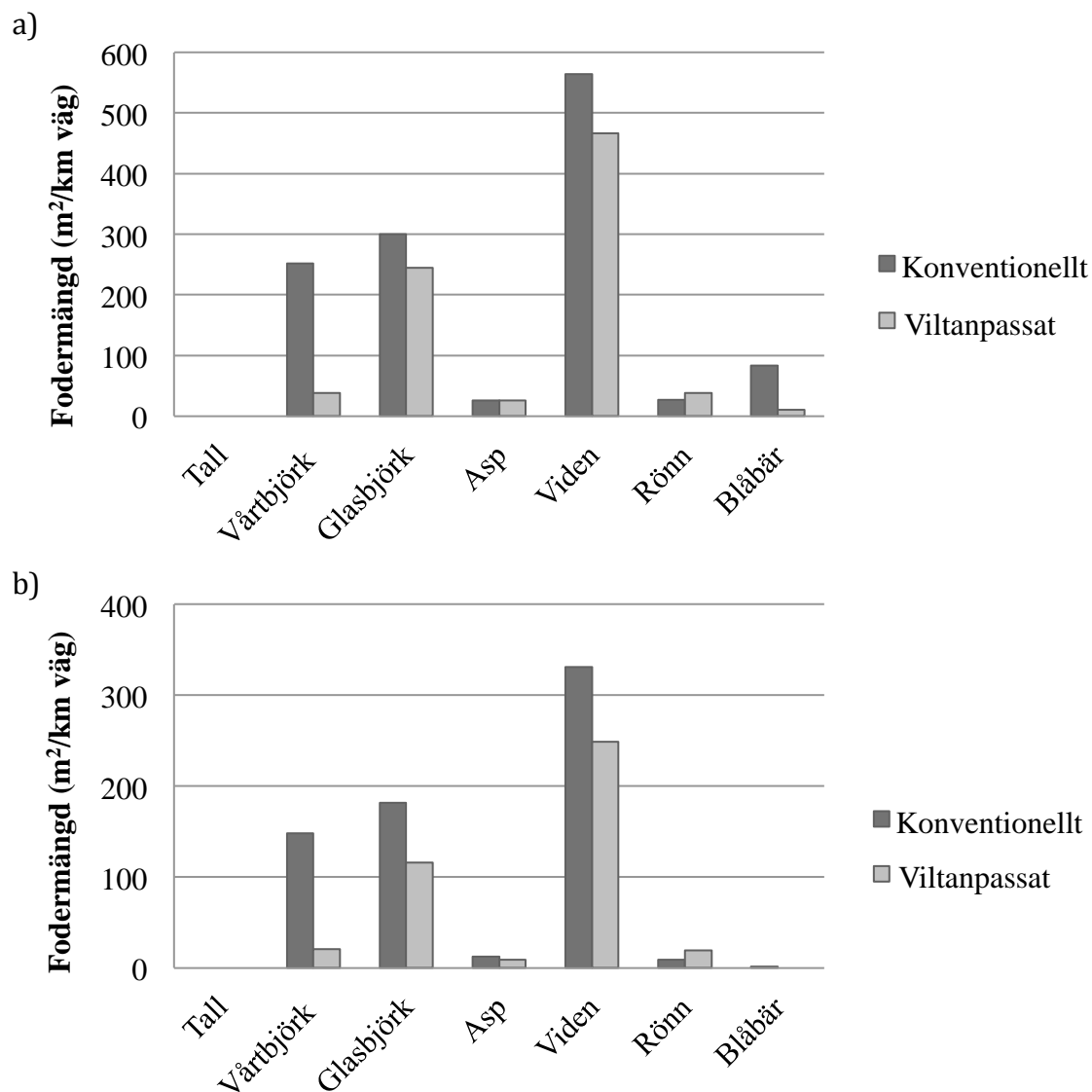
Viden hade störst täckningsgrad varefter glasbjörk och vårtbjörk följer för den viltanpassade vägkanten (figur 2a & 2b). Samma arter dominerar för den konventionellt röjda vägkanten, med undantag för täckningsgraden av glasbjörk som är betydligt mindre här. Täckningsgraden av tall och gran är generellt låg i båda behandlingarna. Angivet i  $\text{m}^2$  älgfoder/km väg finns det 1252  $\text{m}^2$  foder/km i den konventionellt röjda vägkanten och 823  $\text{m}^2/\text{km}$  i den viltanpassade. Om bara vegetation 30 cm ovan mark inkluderas finns 684  $\text{m}^2$  foder/km i den konventionellt röjda vägkanten och 414  $\text{m}^2/\text{km}$  i den viltanpassade (figur 3). Viden och björk hade de största täckningsgraderna i såväl den viltanpassade som den konventionellt röjda vägkanten (figur 4a & 4b).



Figur 2: Täckningsgrad (%) för alla arter a) 0-300 cm resp. b) 30-300 cm ovan mark. Observera att diagram a) och b), för att tydliggöra skillnader, har olika skala på y-axeln. Mörka staplar visar täckningsgrad i den konventionellt röjda vägkanten, de ljusa visar täckningsgraden i den viltanpassade.



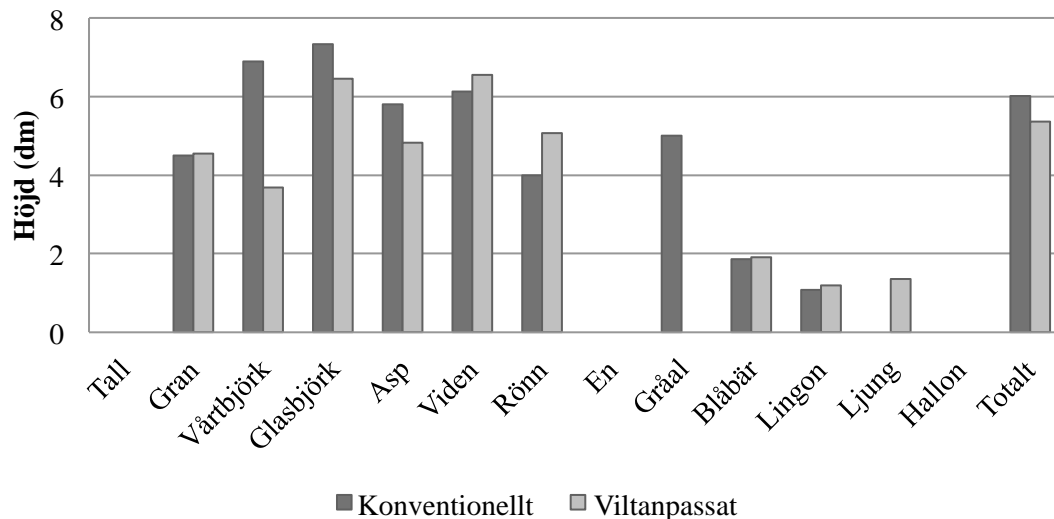
Figur 3: Total mängd älgfoder (m²/km) vägkant. Mörk stapel visar resultatet för den konventionellt röjda vägkanten, ljus stapel visar den viltanpassade vägkanten.



Figur 4: Fodermängden ( $m^2/km$ ) väggkant fördelat på de olika foderarterna a) 0-300 cm resp. b) 30-300 cm ovan mark. Observera att diagram a) och b), för att tydliggöra skillnader, har olika skala på y-axeln. Mörk stapel visar resultatet för den konventionellt röjda, ljus stapel för den viltanpassade väggkanten.

## Vegetationshöjd

Skillnaderna i maxhöjd mellan de två behandlingarna var små (figur 5). Undantaget var vårtbjörk, där resultaten visade på en betydligt högre maxhöjd i den konventionellt röjda väggkanten. Total höjd definierades som den höjd som inkluderar 90 % av buskvegetationens biomassa och var för den konventionellt röjda väggkanten 6,0 dm och för den viltanpassade 5,4 dm.



Figur 5: Medelvärde för maxhöjden (dm) på de olika arterna. Mörka staplar visar maxhöjd i den konventionellt röjda väggkanten, de ljusa visar maxhöjd i den viltanpassade.

## Älgbete och spillning

Betesfrekvens låg på 63,2 % för den konventionellt röjda väggkanten och 45,5 % respektive 51,5 % för den viltanpassade beroende på om viktade värden användes eller om bara ytan i buskzonen inkluderades (tabell 1). Älgspillning påträffades, liksom för 2010 års data, endast på en provyta.

Tabell 1: Andel ytor med förekomst av älgbete respektive älgspillning i den konventionellt röjda väggkanten och i den viltanpassade. Tabellen visar både resultatet av när buskzon och klippt zon viktats samman, samt resultatet om enbart ytorna i buskröjd zon jämfördes.

	Konventionell röjning	Viltanpassad röjning
Älgbete (viktade)	n.a.	45,5 %
Älgbete (buskröjd zon)	63,2 %	51,5 %
Spillning (viktade)	n.a.	1,5 %
Spillning (buskröjd zon)	0,0 %	3,0 %

## Antal klippta stubbar

Antal klippta stubbar var 1,2/m<sup>2</sup> där det fanns en klippt zon och dessa hade i snitt en diameter på 5,3 cm.

## SENASTE UTGIVNA NUMMER

- 2010:11 Hotade arter i tallmiljöer på Sveaskogs mark i Västerbotten och Norrbotten.  
Skötselöverslag och analys av potentiell habitatutbredning.  
Författare: Karin Lundberg
- 2010:12 Migration losses of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts at a hydropower station area in River Åbyälven, Northern Sweden.  
Författare: Stina Gustafsson
- 2010:13 Do grizzly bears use or avoid well-sites in west-central Alberta, Canada?  
Författare: Ellinor Sahlén
- 2011:1 Pre-spawning habitat selection of subarctic brown trout (*Salmo trutta* L.) in the River Vindelälven, Sweden.  
Författare: Erik Spade
- 2011:2 Vilka faktorer samvarierar med användandet av viltkött, vildfångad fisk, bär och svamp i svenska hushåll? – Stad vs. Landsbygd.  
Författare: Jerker Hellstadius
- 2011:3 Konsekvenser av födoval och minskande sorkstammar för populationer av sorkätande ugglor och rovfåglar.  
Författare: Katie Andrie
- 2011:4 Tjädernas (*Tetrao urogallus* L.) vinterdiet i norra Sverige: Är gran (*Picea abies*) viktig i vissa habitat?  
Författare: Staffan Öberg
- 2011:5 Grey-sided vole and bank vole abundance in old-growth forest patches of different size and connectivity.  
Författare: Niklas Paulsson
- 2011:6 *De novo* sequencing and SNP discovery in the Scandinavian brown bear (*Ursus arctos*).  
Författare: Anita J Norman
- 2011:7 A genetic approach to identify raccoon dog within a large native meso-carnivore community.  
Författare: Dan Wang
- 2011:8 Is old forest like old forest? Patterns in abundance and species number of resident birds in old boreal forest stands in relation to stand structure and landscape context.  
Författare: Ortrud Leibinger
- 2011:9 Klövviltets nyttjande av foderraps på viltåker och betespåverkan på angränsande skog.  
Författare: Maria Lidberg
- 2012:1 Attityder till återintroduktion av visent i Sverige  
Författare: Axel Bergsten

Hela förteckningen på utgivna nummer hittar du på [www.slu.se/viltfiskmiljo](http://www.slu.se/viltfiskmiljo)